

MÁSTER EN AGROBIOLOGÍA AMBIENTAL

UNIVERSIDAD PÚBLICA DE NAVARRA

EVALUACIÓN DEL MODELO ECOLÓGICO *FORECAST* PARA SIMULAR DESFRONDE EN PINARES DEL PIRINEO

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

Presentado por:

YENNY CASTRILLÓN SERNA

Tutor:

JUAN A. BLANCO

Septiembre de 2013

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	5
RESUMEN¹.....	6
SUMMARY².....	7
1. INTRODUCCIÓN.....	8
1.1 La gestión forestal sostenible.....	8
1.2 Flujos de nutrientes en el ecosistema forestal.....	11
1.3 Modelos ecológicos de sistemas forestales.....	13
1.4 El modelo <i>FORECAST</i> y sus aplicaciones en sistemas forestales.....	15
1.5 Validación y evaluación de modelos ecológicos.....	16
2. OBJETIVOS.....	20
2.1 Objetivo general.....	20
2.2 Objetivos específicos.....	20
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
3.1 Diseño experimental en las localidades de Aspurz y Garde.....	21
3.2 Recogida de hojarasca.....	26
3.3 Descripción del modelo <i>FORECAST</i>	27
3.4 Métodos para evaluar el rendimiento del modelo.....	34
4. RESULTADOS.....	37
4.1 Producción de hojarasca para ambos bosques.....	37
4.2 Estadísticos de evaluación del modelo.....	44
5. DISCUSIÓN.....	46
5.1 Producción de hojarasca.....	46
Diferencias entre sitios.....	46
Diferencias entre tratamientos.....	48
5.2 Evaluación del modelo.....	49
5.3 Limitaciones del modelo <i>FORECAST</i>	51
6. CONCLUSIONES.....	53
7. BIBLIOGRAFÍA.....	55
8. ANEXO: Descripción del modelo <i>FORECAST</i>, fase de simulación.....	66

9. LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1. Localización de Garde (punto verde), y Aspurz (punto rojo) en la Comunidad Foral de Navarra..... 22
- Fig. 2. Localización de las parcelas en las localidades de Garde (1) y Aspurz (2)..... 23
- Figura 3. Disposición de las parcelas experimentales en Aspurz (izquierda) y Garde (derecha).....25
- Fig. 4. Las imágenes superior e inferior izquierda corresponden a parcelas sin tratamiento de clara. Las imágenes superior e inferior de la derecha corresponden a parcelas con tratamiento de clara del 30%..... 25
- Fig. 5. A la izquierda, cesta para la recolección del desfronde aéreo. A la derecha, fracciones separadas del desfronde recolectado.....27
- Fig. 6. Representación esquemática de los procesos clave (rombos), interacciones (líneas de puntos), flujos de masa (líneas continuas) y reservorios (rectángulos) de los distintos componentes del ecosistema simulados en *FORECAST-Climate* (ver Kimmins et al., 1999, 2010, para una descripción detallada).....29
- Fig. 7. Flujo de información en *FORECAST*..... 31
- Fig. 8. Interfaz de usuario de *FORECAST*.....32
- Fig. 9. Producción de hojas de pino en el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....37
- Fig. 10. Producción de ramas de pino en el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....38
- Fig. 11. Producción de miscelánea + hojas de haya en el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....39

- Fig. 12. Producción de hojas de pino en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....40
- Fig. 13. Producción de ramas de pino en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....41
- Fig. 14. Producción de miscelánea + hojas de haya en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....42
- Fig. 15. Producción de hojarasca total en el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....43
- Fig. 16. Producción de hojarasca total en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.....44
- Fig. 17. Pasos repetidos de forma consecutiva por *FORECAST* para calcular la cantidad de N disponible para las plantas y que queda sin utilizar..... 68
- Fig. 18. Esquema de los mayores reservorios del ecosistema y flujos simulados por *FORECAST*..... 69

10. LISTA DE TABLAS

- Tabla 1. Datos medios específicos de las localidades de estudio24
- Tabla. 2. Estadísticos de evaluación del modelo..... 45

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por darme la fuerza para caminar día a día, sin la cual nada podría hacer.

Al Centro de Rehabilitación Vida Nueva, por ser para mí una familia durante mi estancia en España.

Al profesor Juan Blanco, por dar sin reproche de su conocimiento.

A mi familia, por sus oraciones y cuidado.

RESUMEN¹

Las técnicas de gestión que se aplican a las masas forestales para obtener de ellas una producción continua de bienes y servicios pueden reducir la fertilidad del medio en función del método de aprovechamiento, la intensidad, la frecuencia de las cortas y la calidad de estación. Todos estos factores deben evaluarse para conseguir una gestión forestal sostenible. Con el fin de estimar a largo plazo dichos efectos sobre los bosques y poder tomar decisiones más acertadas acerca de futuros usos de este recurso natural, se desarrolló el modelo ecológico *FORECAST*, de balances de masas en ecosistemas forestales. Este modelo ha sido utilizado hasta ahora en bosques americanos y asiáticos. Para la evaluación del mismo en las condiciones de los bosques navarros, primero se estimaron las producciones de las fracciones de desfronde (acículas de pino, hojas de haya, hojas de otros árboles, ramas de pino, conos y miscelánea) en un período de trece años recogidas en dos estaciones de estudio ubicadas en el Pirineo Navarro, una en la localidad de Aspurz y otra en Garde. Estas estaciones de investigación están divididas cada una en nueve parcelas con diferentes tratamientos de claras distribuidos al azar (Aspurz: 0%, 20% y 30% en 2000 y 0%, 20% y 40% de nuevo en 2008; Garde: 0%, 20% y 30% en 1999 de área basimétrica eliminada). Se evaluó el rendimiento del modelo a través de la comparación de los resultados arrojados por el modelo con los obtenidos en campo, utilizando índices gráficos y estadísticos. Se comprobó que el modelo puede predecir de forma adecuada la producción de acículas de pino en los bosques sometidos a diferentes tratamientos de clara, aunque no así para las fracciones de ramas de pino y miscelánea. Además, también se sugiere que son necesarias modificaciones para incluir el efecto de eventos como sequías o tormentas que pueden inducir la producción de desfronde mayor a la normal.

¹ Una versión preliminar de este trabajo ha sido presentado en el 11º Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre.

Castrillón Y., Blanco J.A., Primicia I., Ansó M., Imbert J.B., Castillo F.J. 2013. Evaluación del modelo ecológico *FORECAST* para simular el desfronde en pinares del Pirineo. XI Congreso Nacional de la AEET: Invitación a la Ecología: Estrechando lazos con la sociedad. Pamplona, 6-10 Mayo.

SUMMARY²

Management techniques applied to forest stands for continuous production of goods and services can reduce average site fertility depending on the method of extraction, the intensity, frequency of tree felling and the quality of the site. All these factors must be evaluated to achieve sustainable forest management. In order to estimate long term effects on forests and to make better decisions about future uses of this natural resource, the ecological model *FORECAST* was developed, to estimate tree growth and mass balance in forest ecosystems. This model has been used so far in American and Asian forests. For its evaluation in Navarre forest conditions, in the first place, productions of litterfall fractions were estimated (pine needles, beech leaves, leaves of other trees, branches, pine cones and miscellaneous) in a period of thirteen years collected in two study stations located in the Navarre Pyrenees, one in the town of Aspuz and another in Garde. These research stations are each divided into nine plots with different treatments randomly distributed (Aspuz: 0%, 20% and 30% in 2000 and 0%, 20% and 40% again in 2008; Garde: 0%, 20% and 30% in 1999 of basal area removed). We evaluated model performance by comparing the results produced by the model with those obtained in the field using graphical and statistical indices. It was found that the model can adequately predict the production of pine needles in forests under different thinning treatments, but not for fractions of pine branches and miscellaneous. In addition, it is suggested that modification is necessary to include the effect of events such as drought or storms that can induce the production of above normal litterfall.

² A preliminary version of this work has been presented at the 11th congress of the Spanish Ecology for Terrestrial Ecology.

Castrillón Y., Blanco J.A., Primicia I., Ansó M., Imbert J.B., Castillo F.J. 2013. Evaluación del modelo ecológico *FORECAST* para simular el desfronde en pinares del Pirineo. XI Congreso Nacional de la AEET: Invitación a la Ecología: Estrechando lazos con la sociedad. Pamplona, May 6-10th.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 LA GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE

En el 2012, aproximadamente 350 millones de las personas más pobres del mundo, incluidas 60 millones de personas indígenas, empleaban los bosques de manera intensiva para su subsistencia y supervivencia. Se estima que a lo largo de cinco mil años la desaparición total del terreno forestal en todo el mundo ha ascendido a 1.800 millones de hectáreas, lo cual supone un promedio neto de pérdida de 360.000 hectáreas al año. El crecimiento demográfico y el auge de la demanda de alimentos, fibra y combustible han acelerado el ritmo de desmonte hasta el punto de que en los últimos 10 años el promedio anual neto de desaparición de bosques llegó a los 5,2 millones de hectáreas (FAO, 2010). La trayectoria de deforestación a escala mundial ha ido aproximadamente a la par que el crecimiento demográfico, si bien el ritmo de deforestación superaba al del crecimiento de la población antes de 1950 y empezó a disminuir desde entonces (FAO, 2012).

Para el 2005 en España, de un total de 17,915 millones de hectáreas de bosque, 1,683 millones hectáreas tenían un uso productivo, 2,350 millones tenían función de protección del suelo y del agua, 6,677 millones correspondían a zonas para la conservación de la biodiversidad, 10 millones prestaban servicios sociales y 7,195 millones cumplían funciones no especificadas según el informe de la FAO de evaluación de los recursos forestales mundiales de 2005 (FAO, 2005).

En el caso de Navarra, los montes son una parte fundamental del patrimonio forestal. Ocupan el 55% de la superficie de la Comunidad Foral de Navarra. Los bosques constituyen un capital económico y ecológico gestionado para que satisfaga las demandas de la sociedad, por lo cual el gobierno emplea

recursos para cumplir los objetivos de manejo forestal sostenible (Gobierno de Navarra, 2012).

Los efectos del manejo de los ecosistemas forestales son muy variados, entre ellos podemos incluir los cambios en la composición de las especies, la diversidad genética, los patrones de regeneración, la estructura del rodal, los depósitos de biomasa por encima del suelo, el ciclo de nutrientes y la eficiencia en el uso de los mismos, el microclima, la fragmentación del bosque, la hidrología, entre otros (Farmilo et al., 2013).

Como consecuencia de esto, el manejo forestal debe ser considerado como una gran perturbación que puede influir grandemente en los procesos del ecosistema forestal. Estos impactos pueden verse algunas veces en décadas o incluso siglos después de la intervención humana (Blanco, 2012a).

Es así como, en respuesta a la creciente presión social, política y económica sobre dichos ecosistemas para obtener mejores y más variados bienes y servicios, el concepto de gestión forestal sostenible se ha generalizado para incluir áreas y usos del bosque mucho más amplios. De esta manera, se define el manejo forestal sostenible como un grupo de regímenes de manejo que mantienen y refuerzan la salud e integridad a largo plazo del ecosistema forestal y las comunidades dependientes del bosque, mientras se dan las oportunidades ecológicas, económicas, sociales y culturales para el beneficio de presentes y futuras generaciones (Andreica y Bitá, 2011). En otras palabras, el manejo forestal sostenible es aquel capaz de satisfacer las necesidades del presente sin comprometer la habilidad de generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades (Blanco, 2012b).

De esta manera, a las funciones claramente productivas, en torno a la madera y la leña, que tradicionalmente han servido para el mantenimiento de la economía de los pueblos, y que aún constituyen una importante renta en las

zonas forestales, vienen a añadirse nuevas demandas que tienen que ver con la optimización de todas las funciones de los bosques. Como ejemplos tenemos innovaciones en el uso de la madera que tratan de cumplir este propósito. Tal es el caso de la fabricación de productos que mezclan fibras lignificadas con otros materiales, como lino, algodón, paja papel o plástico para obtener tableros de madera compuestos, en América del norte y Europa. Igualmente, el comercio de productos no madereros contribuye a la optimización de los usos de los bosques y la mejora de la economía de los pueblos, un ejemplo de ello son las exportaciones de manteca de karité y pepitas de karité en Burkina Faso, ubicada en el África septentrional, las cuales generaron 7 millones de dólares en el año 2000, con lo cual estos productos pasaron a ser la tercera exportación más importante del país (FAO, 1012). Así, hay actualmente un cambio cultural que valora y exige más que nunca la preservación de los aspectos ecológicos de los montes. La conservación de estos es parte de una nueva conciencia social que valora su patrimonio ecológico y su necesidad de conservarlo.

Como consecuencia de esto, muchos usos del bosque han tomado valor; por ejemplo el uso paisajístico-recreativo ha experimentado un incremento notable en cuanto a su demanda (Chi y Marcouiller, 2013; Abildtrup et al., 2013; Wang, 2013). Ya que cada vez es mayor el número de ciudadanos que desean visitar los bosques como lugar de esparcimiento.

Los bienes económico-sociales del bosque han adquirido una nueva dimensión y son vitales para generar rentas y puestos de trabajo en las poblaciones rurales. Por otra parte, otros bienes que anteriormente eran objeto de aprovechamiento no regulado, adquieren cada vez más interés en el mercado. Es el caso de las setas, frutos, plantas, semillas y la caza mayor (Auzmendi, 2002).

1.2 FLUJOS DE NUTRIENTES EN EL ECOSISTEMA FORESTAL

El ciclo de nutrientes en un ecosistema forestal consta de la entrada de nutrientes al ecosistema (meteorización de la roca madre, fijación biológica de nitrógeno, aportes atmosféricos, transferencias por biota, etc.), el flujo de nutrientes entre las plantas y el suelo (absorción radicular, retranslocación, desfronde, descomposición y otros procesos edáficos) y la pérdida de nutrientes del ecosistema (lixiviación, escorrentía, emisión de gases y aerosoles, transferencias por biota y explotación de recursos). Las entradas y salidas del ecosistema se conocen como el ciclo externo de nutrientes, y los flujos entre las plantas y el suelo como el ciclo interno (Terradas 2001). En ecosistemas naturales o seminautales, las entradas y las salidas de los nutrientes son una pequeña fracción de la cantidad de nutrientes que circula internamente, produciendo sistemas relativamente cerrados, con ciclos de nutrientes conservadores. La explotación forestal altera estos ciclos, aumentando considerablemente la pérdida de nutrientes del ecosistema y por tanto reduciendo su fertilidad (Castillo et al., 2003).

Específicamente, la concentración de nutrientes en las hojas de las plantas es el resultado de un balance entre la toma de nutrientes de los órganos de reserva o de las deposiciones atmosféricas, y las salidas de los mismos a través de la reabsorción y la lixiviación; la importancia relativa de estos procesos es específica de cada sitio. A nivel de ecosistema, la reabsorción de nutrientes tiene una influencia importante en el ciclo de nutrientes, debido a que esta reduce la dependencia de toma de nutrientes del suelo y hace que estos estén directamente disponibles para los árboles. Por el contrario, los nutrientes en la hojarasca pueden ser usados por otros organismos, y pueden ser inmovilizados en el suelo por largos períodos de tiempo antes de que los árboles puedan utilizarlos de nuevo.

Algunos autores han encontrado que plantas que crecen en ambientes pobres en nutrientes son más eficientes (Chapin, 1980, Eckstein et al., 1999), mientras que otros autores creen que la reabsorción de nutrientes es independiente de la fertilidad del suelo (Aerts., et al 1999; Birk y Vitousek, 1986). Es posible que no solo factores naturales sean capaces de influir en la capacidad de reabsorción de nutrientes en plantas, sino que también las acciones humanas causen cambios en estos procesos. Aunque la reabsorción de nutrientes ha sido estudiada en un gran número de diferentes tipos de ecosistemas, estudios sobre los efectos de la silvicultura sobre esta son escasos (Blanco et al., 2009).

Una de estas acciones humanas en la silvicultura que causan cambios en los procesos de los nutrientes del bosque, es la realización de claras. El aclareo comercial de los bosques se ha convertido en una práctica común debido al rápido aumento del área basal en los árboles que permanecen después de este proceso. Sin embargo, las claras pueden reducir el retorno de nutrientes al suelo del bosque, debido a que estas reducen la biomasa por encima del suelo y en consecuencia la producción de hojarasca. Blanco y colaboradores (2006b) observaron que las variables climáticas dependientes son específicas de cada lugar y tienen un control importante de la producción de hojarasca, pero que las condiciones locales también influyen en los efectos de las claras sobre ésta.

La reducción en el retorno de nutrientes disponibles al suelo del bosque a través de la hojarasca puede ocasionar una disminución en aquellos que están libres para los árboles, alterando el ciclo de nutrientes del ecosistema y afectando la productividad específica del sitio a largo plazo. Adicionalmente, el aclareo puede desencadenar el incremento de la concentración de nutrientes o el decremento, en plántulas y árboles adultos (Kimmins, 2004; Blanco et al., 2005). Por lo tanto, aún si la producción de hojarasca permanece similar a lo largo del tiempo, ocurren cambios en el retorno de los mismos. Estos cambios en las concentraciones de nutrientes después del aclareo pueden ser causados

por la competencia de los árboles por los mismos, por el agua, o la luz, pero también por la alteración natural de la concentración de estos en la hojarasca durante la vida útil de una cohorte de árboles (Blanco et al., 2008). De ahí la importancia del estudio del desfronde como una manera de analizar una parte del ciclo de nutrientes y sus posibles impactos sobre el mismo; investigaciones acerca de este tema se han llevado a cabo por el grupo de ecología de la universidad Pública de Navarra, hechas en dos bosques ubicados en el Pirineo Navarro (Blanco et al., 2005; 2006a; 2006b; 2008; 2009; 2011; Primicia et al., 2013).

1.3 MODELOS ECOLÓGICOS DE SISTEMAS FORESTALES

Con el fin de hacer un seguimiento adecuado del crecimiento del bosque y evaluar el mayor número de factores posibles con el propósito de tomar decisiones para hacer el manejo sostenible del mismo, el uso de modelos ecológicos se ha convertido en algo importante en los últimos años, como ejemplos de estos podemos citar *PnET*, *CLASS*, *FOREST-BGC* (Lo et al., 2011) entre otros. Sin embargo, estos modelos deben ser lo suficientemente simples como para tener un uso práctico y a su vez lo suficientemente complejos como para capturar las interacciones ecológicas entre los componentes de los ecosistemas forestales (Kimmins et al. 2008), es entonces cuando la modelización se sugiere como una buena técnica para analizar la sostenibilidad de la producción del bosque.

Podemos citar entre estos modelos a *FORCEE*, que simula el crecimiento de árboles y sotobosque basándose en una simulación de la fotosíntesis, el ciclo de nutrientes, la regulación del crecimiento por limitación de nutrientes y la competencia interespecífica por la luz y nutrientes disponibles (Kimmins et al., 2010). Otro ejemplo es *LLEMS* (Local Landscape Ecosystem Management System), el cual ha sido específicamente diseñado para ayudar a los gestores forestales a analizar los impactos a largo plazo que la corta en

retención variable puede producir en diversos indicadores de sostenibilidad (Seely et al., 2008; Kimmins et al., 2010).

La mayor parte de los modelos usados en el manejo forestal y en la investigación pueden ser clasificados como modelos estadísticos o como modelos de procesos. Los modelos estadísticos proyectan las futuras variaciones del bosque para obtener un conjunto de condiciones del mismo, fundamentados en bases de datos de observaciones de campo previas, de parcelas permanentes o de inventarios del bosque. Estos modelos son comunes en el manejo forestal debido a su simplicidad y fácil uso, además de que están basados en datos reales de campo, aunque su uso está limitado a condiciones similares del lugar donde los datos fueron colectados. Modelos de este tipo son *NuCSS* (Verburg y Johnson, 2001) y *PINEL* (Blanco et al., 2005).

Por otra parte, los modelos de procesos proyectan las condiciones futuras del bosque, usando relaciones teóricas entre las variables del ecosistema y el crecimiento de los árboles. Estos modelos resumen de manera adecuada el conocimiento que se tiene actualmente acerca de la fisiología de los árboles y es posible usarlos para proyectar el crecimiento de los mismos bajo condiciones ambientales cambiantes. Sin embargo, usualmente necesitan de complejas ecuaciones y parámetros difíciles de medir en el manejo forestal estándar. Como consecuencia de ello, estos modelos son usualmente usados solamente en investigación forestal. Como ejemplo de este tipo de modelos podríamos citar el modelo *FORGO* (Mohren y Burkhart, 1994), *SHAW* (Flerchinger et al., 1998) y *WOFOST* (Boogaard et al., 1998).

Como una alternativa a los dos tipos de modelos anteriores, los modelos híbridos han sido diseñados para modificar los datos estadísticos con representaciones simplificadas de los procesos ecosistémicos. En este sentido, se preserva la credibilidad y fácil uso de los modelos estadísticos, pero también se incluye el conocimiento fisiológico de los modelos de procesos. Como

ejemplos de estos modelos podemos mencionar *LINKAGES* (Pastor y Post, 1985) o *FORECAST* (Kimmins et al., 1999). Debido a estas ventajas, los modelos híbridos son los más adecuados para la investigación de la sostenibilidad de los bosques a largo plazo bajo condiciones cambiantes con finalidades prácticas en la gestión (Blanco y González, 2010a).

En este trabajo se hace uso del modelo *FORECAST* (Kimmins et al., 1999), el cual es un modelo híbrido de manejo ecosistémico, a nivel de rodal, diseñado para evaluar la sostenibilidad del manejo del ecosistema forestal por medio de indicadores ecológicos y socioeconómicos. Este modelo emplea una combinación de datos empíricos que describen cómo un bosque ha crecido en el pasado, estos se introducen en el módulo de calibración, que usa la información para obtener un conjunto de reglas de simulación y valores de varios tipos de procesos, que son usados después por el módulo de simulación del manejo del ecosistema para estimar cómo responderá el ecosistema forestal a la gestión.

1.4 EL MODELO *FORECAST* Y SUS APLICACIONES EN SISTEMAS FORESTALES

El modelo ecosistémico *FORECAST* es un simulador no espacial del ecosistema forestal a nivel de rodal y orientado al manejo forestal. Ha sido diseñado para simular una amplia variedad de sistemas silvícolas con el objetivo de comparar y contrastar sus efectos sobre la productividad del bosque, la dinámica del rodal y una amplia serie de indicadores biofísicos y valores producidos por el bosque alternativos a la generación de madera. El modelo utiliza un enfoque híbrido, en el cual datos locales de crecimiento y producción son utilizados para calcular estimaciones de las tasas de procesos ecosistémicos clave relacionados con la productividad, y los requerimientos de recursos de las especies seleccionadas asociados a esos procesos. Esta información se combina con datos que describen tasas de descomposición, el ciclo de nutrientes, la competencia por luz y otras propiedades ecosistémicas,

permitiendo simular el crecimiento del bosque bajo diferentes alternativas de manejo (Blanco, 2012b).

Dado que es un modelo de manejo forestal, *FORECAST* puede simular una amplia variedad de prácticas silvícolas diferentes, incluyendo fertilización, cortas parciales, podas, aclareos, manejo de rodales mixtos, etc. Así, este modelo ha sido usado en una gran variedad de aplicaciones en el manejo forestal, como por ejemplo, en la evaluación de la utilidad de la materia orgánica del suelo como indicador de la sostenibilidad relativa de nuevas prácticas forestales (Morris et al., 1997; Seely y Welham, 2006), para evaluar los patrones de secuestro de carbono en ecosistemas de bosques boreales (Seely et al., 2002), para la comparación de eventos en los que haya habido incendios, para estimar la productividad a largo plazo de un sitio con plantaciones de *Pinus contorta* (Wei et al., 2003), como sistema de soporte en la toma de decisiones jerárquicas para la evaluación de múltiples estrategias de manejo forestal (Seely et al., 2004), o para la proyección de la productividad a través de múltiples rotaciones cortas de plantaciones de *Populus* sp. (Welham et al., 2007), entre otras aplicaciones.

1.5 VALIDACIÓN Y EVALUACIÓN DE MODELOS ECOLÓGICOS

Los modelos ecológicos cuentan con una serie de asunciones que deben cumplirse para aumentar la exactitud de los resultados arrojados. Estas asunciones son las siguientes:

- Los datos de campo históricos proporcionan la mejor estimación disponible del crecimiento potencial de las especies que son simuladas si las condiciones de crecimiento no varían.
- El mejor método para simular las consecuencias del cambio medioambiental a través del tiempo, en el crecimiento y producción de

biomasa, es usar los datos en el modelo con un rango de valores para las variables medioambientales de interés.

- Las condiciones iniciales de las plantas y del suelo deben ser definidas con precisión.
- El método empleado para estimar indirectamente ciertas tasas de procesos ecológicos a partir de los datos de entrada, produce estimaciones aceptables de las mismas (Haynes, 2006).

Por otra parte, es importante señalar que un modelo que no contiene fallos detectables y es internamente consistente, se puede decir que es válido. Aun así, los resultados de un modelo pueden o no ser válidos, dependiendo de la calidad y cantidad de los parámetros introducidos y de la precisión de las hipótesis auxiliares. Así, la validación de un modelo no trata de decir que el modelo arroja resultados iguales a los vistos en campo, o que representa los procesos que ocurren actualmente en un ecosistema real. Por el contrario, la validación indica la legitimidad de los datos en términos de argumentos y métodos, y si el modelo es útil para la aplicación deseada (Oreskes et al., 1994). Por lo tanto, los procesos de validación y evaluación son continuos durante toda la vida útil de los modelos.

Aunque no es adecuado entonces esperar que los modelos ecosistémicos predigan exactamente las condiciones a largo plazo del ecosistema estudiado, si se puede esperar que sean útiles en el diseño de los sistemas de manejo sostenible del bosque, y que puedan ser capaces de realizar una clasificación jerárquica exacta de las opciones alternativas de manejo. De ahí la importancia de la realización de este trabajo, como un paso para acercarse a este objetivo de prácticas forestales mejores y más conscientes con el medio ambiente.

Algunos ejemplos de modelos forestales que han sido evaluados y validados son *FORCYTE* (Sachs y Trofymow 1991), *LINKAGES* (Pastor y Post, 1985), *SHAW* (Flerchinger et al., 1998) y *WOFOST* (Boogaard et al., 1998).

FORCYTE fue uno de los modelos híbridos que inicialmente fueron desarrollados para combinar la confiabilidad de los modelos empíricos con la flexibilidad de los modelos de procesos (Landsberg, 2003; Kimmins et al., 2010). Fue desarrollado en un ecosistema costero marítimo seco, cerca de la transición con un ecosistema de costa húmedo. Los investigadores concluyeron que el modelo fue difícil de calibrar pero que la versión calibrada era relativamente fácil de usar. Además, la capacidad de simulación del modelo se podía incrementar aumentando la base de datos almacenada para los sitios de alta calidad de nutrientes (Sachs y Trofymow 1991).

LINKAGES fue desarrollado usando especies de ecosistemas de tierras altas en Norte América. Se encontró que usando ciertos datos el modelo podía simular la composición de especies y procesos ecosistémicos para bosques de tierras altas en Norte América. Entre dichos datos podemos mencionar la latitud, días del año en que comienza y termina la estación de crecimiento, temperaturas y precipitaciones medias mensuales, capacidad de retención de humedad del suelo y puntos de marchitamiento, contenido de materia orgánica y nitrógeno, entre otros (Pastor y Post, 1985).

SHAW, fue evaluado en un ecosistema compuesto principalmente por herbáceas y especies arbustivas. Se encontró que el modelo tiene la capacidad para simular las temperaturas de la superficie del dosel y el suelo, y que además tiene el potencial para verificar y actualizar periódicamente estos datos (Flerchinger et al., 1998).

WOFOST, es un modelo usado en ecosistemas agrícolas para la simulación del crecimiento anual de diferentes cultivos. Se ha encontrado que este modelo simula el crecimiento de cualquier cultivo en cualquier ubicación. Para facilitar esto, condiciones específicas del cultivo en cuanto a parámetros de humedad y del suelo son necesarias (Boogaard et al., 1998). Así por ejemplo, se han evaluado con este programa posibles condiciones de desastre en cultivos

de maíz a causa de heladas en China, encontrándose que la distribución espacial de las bajas temperaturas en estos desastres disminuye poco a poco de noreste a suroeste cada década en los últimos 50 años, que los resultados obtenidos podrían ser la respuesta a la situación actual histórica y que estos son consistentes con la producción obtenida (Zhang et al., 2012)

Específicamente, *FORECAST* ha sido evaluado en una gran variedad de trabajos, en el estudio de ecosistemas tanto tropicales (Bi et al., 2007; Blanco y González, 2010a; Wei et al., 2012; Blanco et al., 2012a), como templados (Wei et al., 2003; Welham et al., 2002; Seely et al., 2002; Blanco et al., 2007) y boreales (Seely et al., 2002, 2008, 2010; Welham et al., 2007), tanto de Asia como del Caribe y Norteamérica. Sin embargo, no ha sido adecuadamente evaluado en las condiciones de la Península Ibérica, donde está siendo utilizado por primera vez, por lo que es necesaria una evaluación del modelo antes de poder aplicarlo para diseñar nuevos sistemas de gestión forestal, tanto en Navarra como en el resto de España.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

- Evaluar el modelo *FORECAST* bajo las condiciones de dos bosques navarros ante diferentes tratamientos de claras. Evaluar el rendimiento del modelo a través de la comparación de los resultados arrojados por el mismo con los obtenidos realmente en campo, utilizando índices gráficos y estadísticos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar si los efectos de los diferentes tratamientos de intensidad de clara sobre la producción de hojarasca de los bosques se correlacionan con la predicción arrojada por el modelo.
- Comprobar si el modelo está suficientemente calibrado para ser usado en planes de manejo a largo plazo en estas dos localidades de estudio.
- Sugerir posibles mejoras para incrementar el rendimiento del modelo, en caso de que este no sea satisfactorio.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 DISEÑO EXPERIMENTAL EN LAS LOCALIDADES DE ASPURZ Y GARDE

Las zonas de estudio corresponden a dos localidades diferentes de la Comunidad Foral de Navarra y son masas naturales de pino silvestre no explotadas desde hace unos 50 años, pertenecientes al Concejo de Aspurz y al Ayuntamiento de Garde, respectivamente. Según el estudio geográfico realizado por Alfredo Floristán, basado en criterios varios aunque esencialmente geográficos, las localidades de estudio (Garde y Aspurz) (Figuras 1 y 2), pertenecen ambas a los Valles Transversales Pirenaicos, zona situada al Noreste de Navarra, si bien es preciso subrayar que la de Aspurz se encuentra muy próxima a la limítrofe Cuenca de Aoiz-Lumbier, situada al Sur de dichos Valles (Sola., 1999).

Las parcelas de Garde, situadas en el paraje de “Krutxillaga”, pertenecen administrativamente al Municipio de Garde y al Partido Judicial de Aoiz, geográficamente se encuentra en el Valle del Roncal. Están ubicadas en el monte nº 115 del C.U.P. de Navarra. La ordenación del monte comunal de Garde se realizó en el año 1997, estableciéndose el tipo de ordenación por rodales. La masa objeto de la experiencia es un latizal regular, surgido de la aplicación con éxito de cortas a hecho por bosquetes realizadas a principios de los años sesenta. Con anterioridad al establecimiento del sitio de ensayo no se ha realizado ningún tratamiento silvícola.

Las parcelas de Aspurz, situadas en el paraje de “La Sierra” se encuentran próximas al pueblo con el mismo nombre, el cual pertenece administrativamente al Municipio de Navascués y al Partido Judicial de Aoiz, enmarcándose geográficamente en la zona del Almiradío de Navascués. Están ubicadas en el monte de Arriba, Abajo e Idocorri, nº 168, 169 y 171 del C.U.P. de

Navarra en el Cuartel U, Tramo I, Subtramo 26. La masa objeto de la experiencia es un latizal regular surgido de la aplicación con éxito de cortas a hecho por fajas.

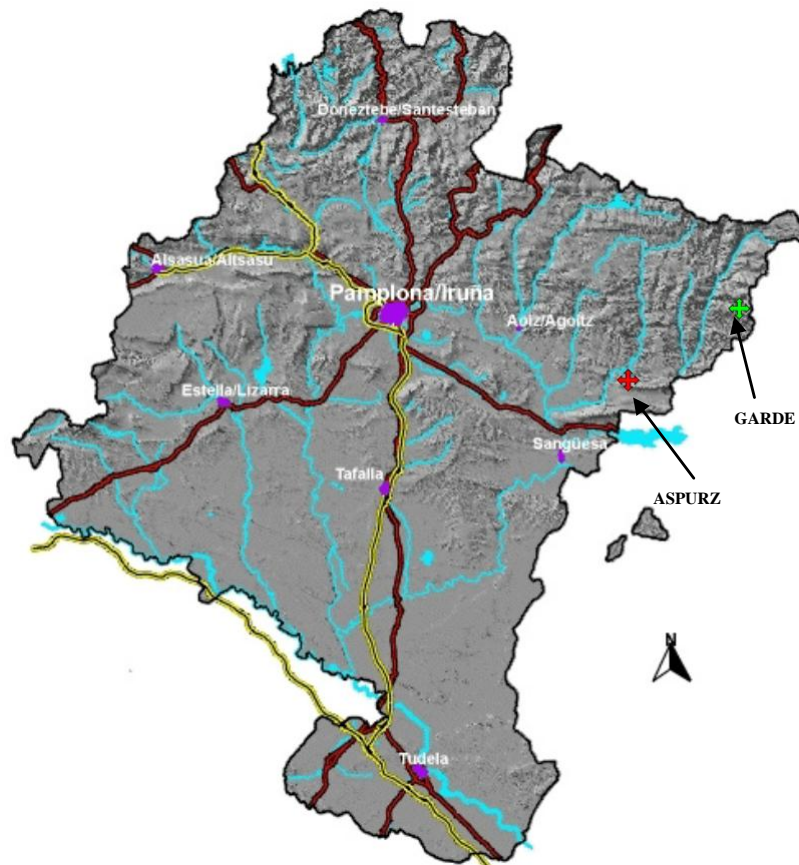


Fig. 1. Localización de Garde (punto verde), y Aspurz (punto rojo) en la Comunidad Foral de Navarra.

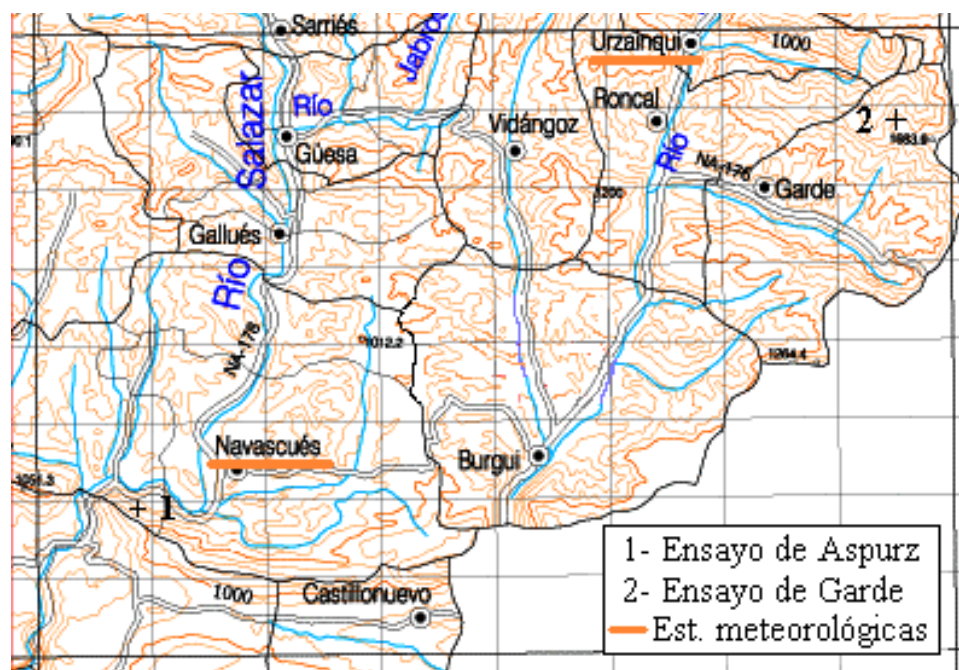


Fig. 2. Localización de las parcelas en las localidades de Garde (1) y Aspurz (2).

Las parcelas de estudio fueron establecidas por medio del proyecto I.N.I.A. – Gobierno de Navarra “Estudio y construcción de unas tablas de producción de selvicultura variable para masas naturales de *Pinus sylvestris* L. y establecimiento de sitios de ensayo en la Comunidad Foral de Navarra”, proyecto SC96-078. Este proyecto seleccionó dos localidades de estudio (Aspurz y Garde) con unas características representativas del 75% de los bosques de pino silvestre en Navarra (Tabla 1). En cada una de las localidades se estableció un diseño de bloques aleatorizados con tres repeticiones. Cada bloque comprende una parcela testigo y dos correspondientes a cada tratamiento de claras a ensayar, siendo cada parcela de forma rectangular de 30 x 40 m, según la normativa de la Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal (I.U.F.R.O.). Cada parcela está rodeada por una banda perimetral de al menos 5 m de anchura, en la cual se aplicó el mismo tratamiento que a la parcela, evitando así efectos de borde (Figura 3).

Tabla 1. Datos medios específicos de las localidades de estudio (Auzmendi, 2002).

LOCALIDAD	COORD.	ORIENT.	PENDIENT. %	ALTITUD m	PLUVIOM. mm / año	Tm °C	Tmax °C	Tmin °C
GARDE	42° 50'N 0° 50' W	NO	50	1.250	1.268	8,2	16,7	0,85
ASPURZ	42° 42'N 1° 12' W	N	10	680	912	12	20,8	4,24

Los tratamientos silvícolas que se realizaron en Garde en Agosto de 1999 y en Aspurz en Noviembre del mismo año, fueron los siguientes:

-Tratamiento A: Testigo sin tratamiento.

-Tratamiento B: clara baja moderada, con corta del estrato dominado principalmente y algunos pies codominantes o dominantes mal formados. El peso de la clara está alrededor de un 80% del área basimétrica residual, eliminándose en torno a un 20% del área basimétrica inicial.

-Tratamiento C: clara mixta fuerte, con corta de pies del estrato dominado y algunos del estrato intermedio, así como de aquellos codominantes y dominantes mal formados. El peso de la clara está alrededor de un 70% del área basimétrica residual, eliminándose en torno al 30% del área basimétrica inicial (Figura 4).

En el año 2008 se realizó un nuevo tratamiento de claras en Aspurz, aumentando a un 40% el tratamiento de las parcelas en las que anteriormente era del 30%. En Garde, está programado un nuevo tratamiento en 2014-2015.

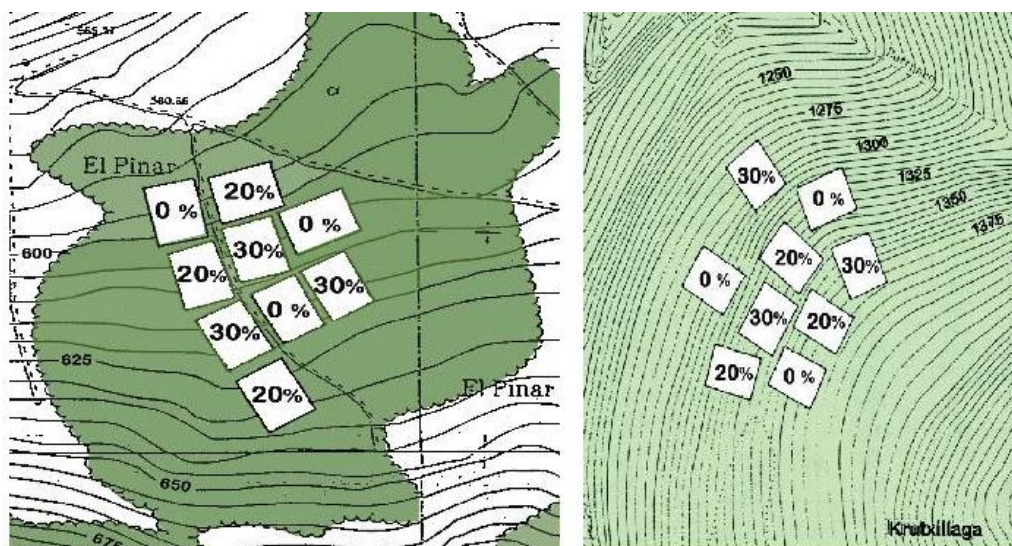


Figura 3. Disposición de las parcelas experimentales en Aspurz (izquierda) y Garde (derecha).



Fig. 4. Las imágenes superior e inferior izquierda corresponden a parcelas si tratamiento de clara. Las imágenes superior e inferior de la derecha corresponden a parcelas con tratamiento de clara del 30%.

3.2 RECOGIDA DE HOJARASCA

Para la recolección de la hojarasca se utilizaron 9 cestas de 0,28 m² por parcela (Fig. 5), recogiendo lo que caía en ellas en todos los meses del año de 2000 a 2002, en el mes de octubre en 2003, y a partir de entonces y hasta 2012 los meses de otoño (septiembre, octubre y noviembre en las dos localidades, y en Aspurz también diciembre). El uso de este tipo de cestas conlleva una serie de ventajas e inconvenientes. En primer lugar, hay que destacar que existen importantes razones a favor de su uso, como su sencillez a la hora de construirlas, el mínimo mantenimiento requerido y su larga vida útil, siempre que estén construidas con materiales resistentes a las inclemencias del tiempo. Sin embargo, los mayores inconvenientes provienen de la posible pérdida del material recogido en las cestas, al ser arrastrado por el viento, aunque con la profundidad usada en este proyecto fue suficiente para que esto no ocurriera. Para evitar que las trampas se llenaran de agua, se hizo uso de una malla, con un tamaño de poro pequeño (de 1-2 mm) para evitar que las acículas de pino cayeran a través de los mismos.

Posterior a la recogida, las muestras fueron separadas en el laboratorio en 4 fracciones que correspondían a hojas de pino, hojas de haya, ramas de pino y miscelánea (restos de cortezas y otros componentes diferentes a los mencionados). Posteriormente, las fracciones fueron pesadas y los valores fueron tabulados (Blanco, 2005).



Fig. 5. A la izquierda, cesta para la recolección del desfronde aéreo. A la derecha, fracciones separadas del desfronde recolectado.

Para la estimación de la hojarasca anual total de los años 2003 a 2012, se utilizaron los valores obtenidos desde los años 2000 al 2001 para calcular la proporción de desfronde anual que cae en los meses de septiembre, octubre, noviembre y diciembre. Esto se estimó por tratamiento para cada una de las fracciones evaluadas. Con esta proporción calculada se estimó el desfronde total de los años 2002, 2003, 2004, 2006 y 2012, extrapolando la fracción caída en los meses de verano-otoño al total anual.

3.3 DESCRIPCIÓN DEL MODELO FORECAST

FORECAST es un simulador dinámico del crecimiento y manejo de rodales. La descripción más detallada del modelo se proporciona en Kimmins et al. (1999; 2010), por lo que sólo se proporciona aquí un resumen. Una descripción detallada de la simulación de la disponibilidad de nutrientes se proporciona en el Anexo 1. *FORECAST* es un modelo híbrido, es decir, que combina el uso de datos estadísticos de crecimiento y producción con la simulación de los procesos ecosistémicos clave. Estos procesos se simulan por medio de variables tales como tasas de producción de hojarasca y descomposición, curvas de saturación fotosintética y concentración de nutrientes en distintos reservorios (Blanco y González, 2010b).

La estructura del modelo es en si misma mecanicista (es decir, simula mecanismos ecológicos), pero los parámetros son calibrados con datos de campo históricos para el sitio donde se quiere hacer la simulación (datos empíricos). Así, las predicciones sobre la limitación de recursos, crecimiento de los árboles, producción de hojarasca, secuestro de carbono, entre otras, están limitadas por los datos observados en el pasado para ese sitio.

La proyección del crecimiento y la dinámica del ecosistema están basados en la representación de los valores de los principales procesos ecológicos, regulando la disponibilidad y la competencia por luz y nutrientes. Las tasas de estos procesos, son calculados de la combinación de datos históricos de bioensayos, y mediciones de ciertas variables ecosistémicas relacionando componentes de la biomasa “biológicamente activa” (el follaje que realiza la fotosíntesis y las raíces finas que absorben los nutrientes de la solución del suelo), para calcular la toma de nutrientes, la captación de energía del sol, y la producción primaria neta. Luego, el modelo genera un conjunto de propiedades de crecimiento para cada especie de árbol y planta a ser representada basados en los datos históricos usados para calibrar el modelo.

Estas propiedades de crecimiento son posteriormente usadas para modelar el crecimiento como una función de la disponibilidad de recursos y competencia. Estas incluyen (aunque el modelo no está limitado a ellas): 1) La eficiencia fotosintética por unidad de biomasa de follaje basada en las relaciones entre la biomasa de follaje simulado por auto-sombreado, y producción primaria neta después de considerar la hojarasca y la mortalidad; 2) Los requerimientos de toma de nutrientes basados en las tasas de acumulación de biomasa, y de la literatura o mediciones de datos de campo de concentración de nutrientes en diferentes componentes de la biomasa en sitios con diferente calidad; 3) Se estima para cada especie, las mediciones relacionadas con la luz y la mortalidad de árboles y ramas, derivadas de los datos de entrada de la densidad del rodal

en combinación con la simulación de los perfiles lumínicos, y los niveles de luz a los que ocurre la mortalidad del follaje y de los árboles.

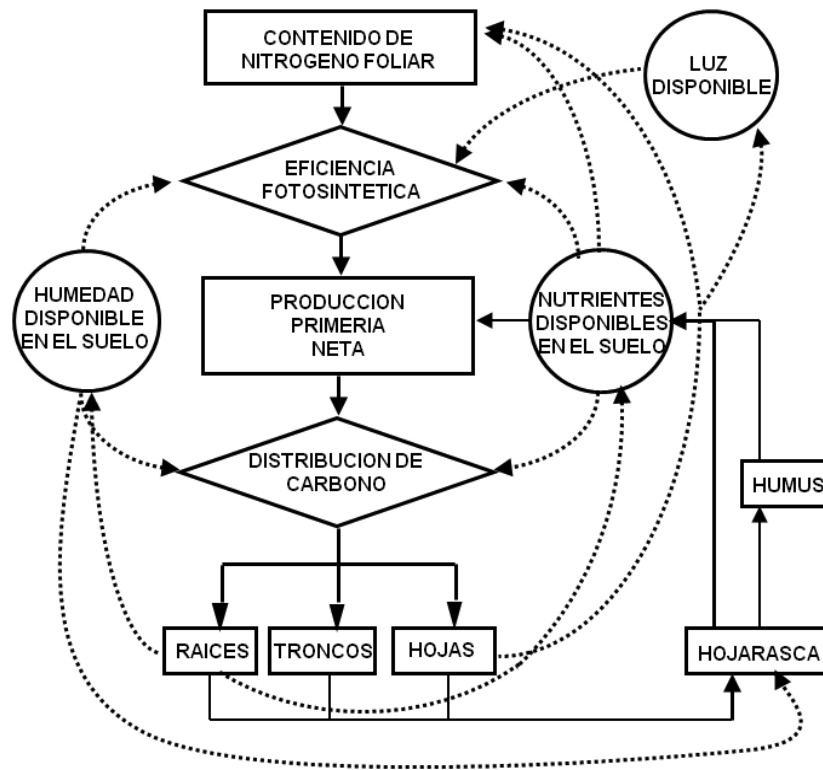


Fig. 6. Representación esquemática de los procesos clave (rombos), interacciones (líneas de puntos), flujos de masa (líneas continuas) y reservorios de biomasa y nutrientes (rectángulos) de los distintos componentes del ecosistema simulados en *FORECAST-Climate* (ver Kimmins et al., 1999, 2010, para una descripción detallada).

Los datos de calibración describen la acumulación de la biomasa (por encima y por debajo del suelo) en los árboles y en el sotobosque, con el fin de realizar cronosecuencias (sitios que tienen el mismo tipo de bosque pero con diferentes edades de árboles) de sitios que varían en calidad nutricional. El envejecimiento se tiene en cuenta mediante el uso de pares de datos de calibración para diferentes edades (es decir, edad vs. tamaño del árbol, edad vs densidad del tallo, edad vs biomasa, etc.).

Para calibrar los aspectos nutricionales del modelo, se requieren datos que describan la concentración de nutrientes en varios componentes de la biomasa. *FORECAST* también requiere datos sobre el grado de sombra producido por diferentes cantidades de follaje y de la respuesta de las hojas a diferentes niveles de luz (esta información se deriva de valores de la literatura, mediciones de campo u otros modelos de simulación). Igualmente, se requieren datos que describan las tasas de descomposición de varios tipos de hojarasca y materia orgánica del suelo, con el fin de realizar la simulación del ciclo de nutrientes.

La etapa de calibración, requiere la ejecución del modelo en modo “set-up” para establecer las condiciones iniciales del lugar. En esta etapa el modelo se ejecuta sin la regeneración de nutrientes para permitir la acumulación de la vegetación, de la hojarasca y del suelo que representa la materia orgánica del sitio a ser modelado, y que refleja los patrones históricos de acumulación. Esto se logra mediante la simulación de la perturbación natural conocida o estimada, y/o los antecedentes de gestión del sitio (Wei et al., 2012).

Por último, en la etapa de simulación del modelo, se simula el crecimiento potencial anual de la vegetación de un lugar específico para cada año. Durante esta etapa el modelo interpola entre las distintas curvas de eficiencia del nitrógeno hechas en la calibración para sitios de distinta calidad del suelo, para estimar la curva que corresponda al sitio simulado (Blanco et al., 2013). Para cada año, la combinación del nitrógeno disponible, el grosor del dosel arbóreo y la cantidad de luz que hay en el mismo, y el crecimiento histórico observado para los árboles y plantas de una edad determinada se combinan para estimar el crecimiento conseguido por la vegetación durante ese año de simulación.

La figura 7 muestra el proceso de flujo de información a través del programa. En primer lugar se introducen en los ficheros de datos valores que especifican algunos procesos del bosque tales como el crecimiento de los

árboles, plantas, musgos y los procesos relacionados con el suelo. Luego, con estos datos de entrada los programas de inicio estiman las tasas a las cuales los procesos ecosistémicos clave deben operar para generar los datos observados en campo. Luego de verificar los resultados arrojados, el programa entonces genera unas reglas de simulación. Posteriormente se establecen unas condiciones iniciales de crecimiento, que reflejan la historia del uso y las perturbaciones naturales del bosque a simular, y se introduce el manejo que se le quiere dar al bosque a la hora de hacer la simulación para así obtener unos datos de salida.

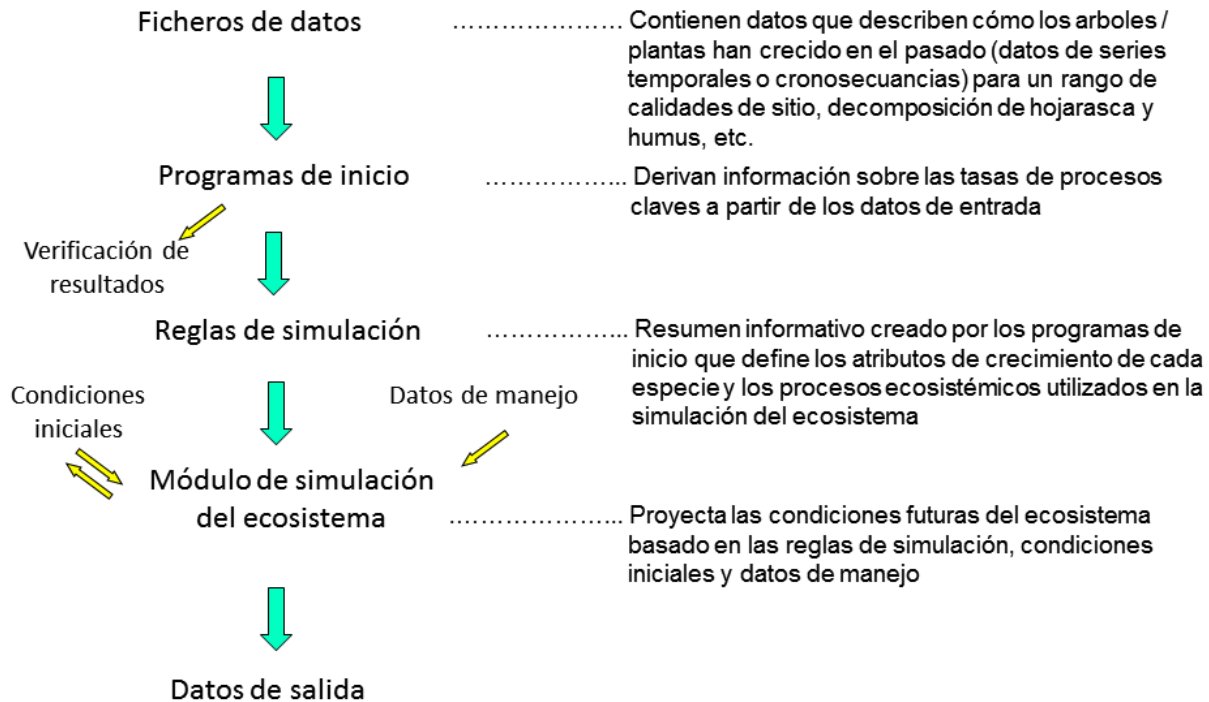


Fig. 7. Flujo de información en *FORECAST*.

Para terminar, la figura 8 muestra la interfaz del programa, o la forma por la que el usuario del modelo interacciona con el programa. En esta los cuatro primero recuadros en la columna de la izquierda pertenecen a los ficheros de entrada del programa, los siguientes cuatro en la segunda columna pertenecen a

los programas que contienen las fórmulas que van a dar cuenta de cómo ocurren los procesos en el ecosistema. Aquí hay un recuadro para seleccionar cada fichero de entrada. Los últimos recuadros que pertenecen a la fase de calibración son en los se seleccionan las condiciones iniciales del ecosistema y las condiciones de la simulación, en la que se eligen las opciones del manejo que se quiere dar.

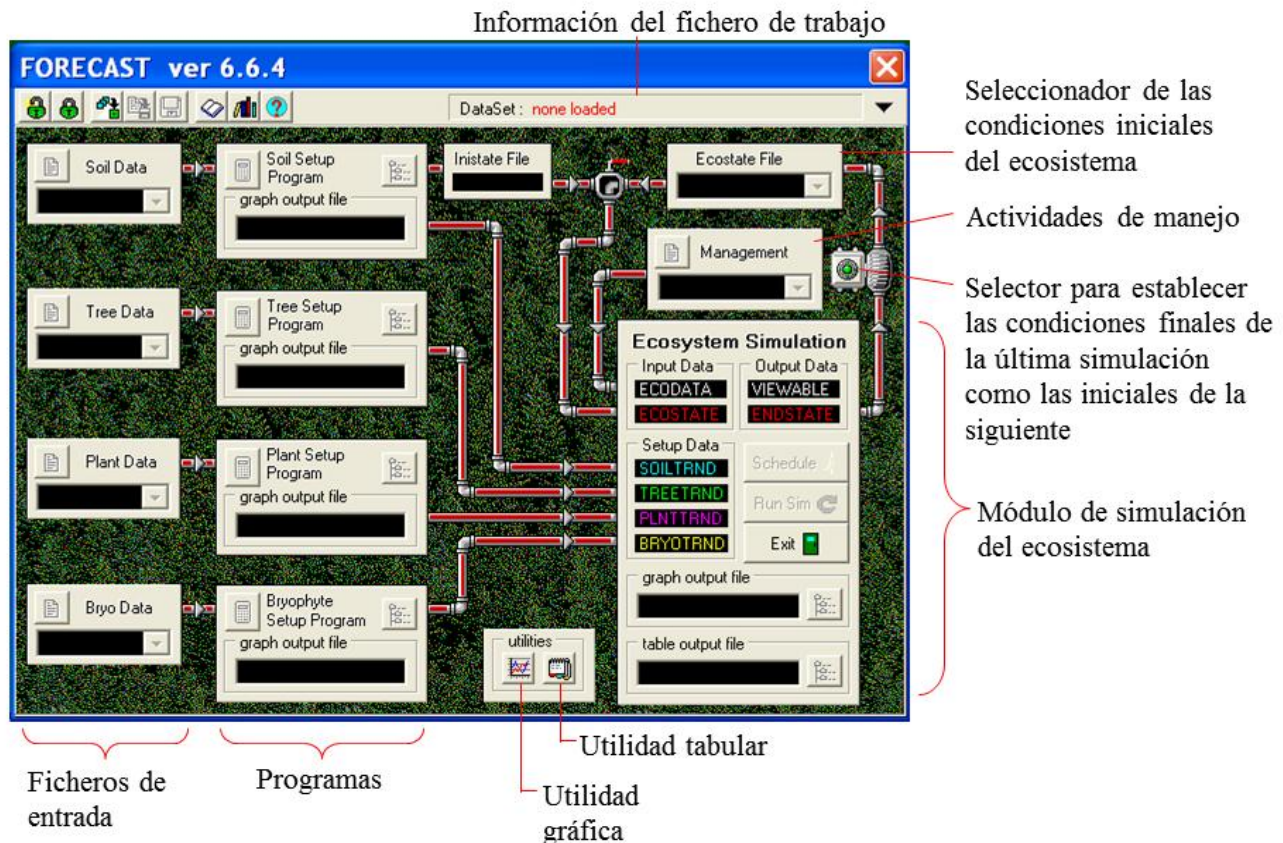


Fig. 8. Interfaz del usuario de *FORECAST*.

Los datos para calibrar el crecimiento y producción del modelo se obtuvieron de la literatura (García y Tella, 1986; Puertas 2003). La biomasa de las raíces no se ha estimado en el campo, así que se asumió que las raíces representan una parte constante de la masa aérea de los árboles (Margolis et al. 1995), y se utilizaron datos publicados de esa relación (Malkönen 1974; Litton et al. 2003). La simulación de la limitación de nutrientes se limitó al nitrógeno, el

nutriente limitante en la mayoría de los bosques templados (Kimmins 2004). Los datos que describen los requerimientos de luz y nitrógeno fueron derivados de fuentes literarias comunes en ecología forestal (Oliver y Larson 1996; Terradas 2001; Kimmins 2004). La hojarasca leñosa (corteza, ramas y troncos) se asume que es una fracción constante de la biomasa aérea leñosa, mientras que la hojarasca de hojas es una fracción constante de la biomasa aérea de hojas que depende de la longevidad de las hojas (Kimmins et al. 1999; Kirschbaum 1999; Komarov et al. 2003; Blanco et al. 2006a, 2006b, 2008). Las tasas de descomposición se calibraron utilizando tasas de pérdida de masa derivadas empíricamente para cada tipo de hojarasca (Agren y Bosatta 1996; Blanco et al. 2011). Las tasas de deposición atmosférica se basaron en datos del Ministerio de Medio Ambiente (MMA 2003) y las tasas de mineralización de nutrientes desde los minerales del suelo se basaron en datos publicados (Kimmins 2004; Fisher y Binkley 2000). Los datos para caracterizar el suelo se obtuvieron de Huarte (2002). Finalmente, los datos que describen el crecimiento del sotobosque (limitado en el modelo a zarzas y helechos -*Rubus ulmifolius*, *Pteridium aquilinum*), sus concentraciones de nutrientes y tasas de descomposición se obtuvieron de la literatura (Imbert et al. 2005; Mitchell et al. 2000; García del Barrio 2000).

Debido a la carencia sobre datos históricos que describan el estado de estos montes en los siglos pasados, las condiciones iniciales de simulación se crearon simulando un ciclo de crecimiento del bosque terminado con un incendio cada 125 años. Este ciclo de incendios se repitió 12 veces con la limitación por nutrientes desactivada (para forzar al modelo a reproducir las pautas históricas de crecimiento descritas en las tablas de crecimiento y producción del pino en la zona). Este “set-up” del modelo se realizó con el objetivo de producir una condición inicial de la simulación que incluya materia orgánica en el suelo y una capa de hojarasca que refleje una historia del rodal de 1500 años y que acabe con valores de materia orgánica equivalentes a los descritos por Huarte (2002), por lo que se consideró que el fichero describiendo el estado inicial del

ecosistema era adecuado como punto de partida para simular los distintos tratamientos de clara de Aspurz y Garde.

3.4 MÉTODOS PARA EVALUAR EL RENDIMIENTO DEL MODELO

En este punto, es importante tener en cuenta las muchas fuentes de incertidumbre en los procesos que se están modelando y todas las relaciones que pueden afectar a la conducta o comportamiento del modelo. Los procesos mismos y la manera en que ellos interactúan están sujetos a diferentes fuentes de incertidumbre. Aquí, la incertidumbre, se refiere a la situación en que hay una descripción deficiente de un proceso y/o sus interacciones.

Las posibles fuentes de incertidumbre de los procesos y sus interacciones en el ecosistema se deben a las siguientes razones (Haynes, 2006):

1. Falta de conocimiento teórico, o falta de acuerdo general sobre cómo opera un proceso (por ejemplo, cómo las plantas asignan el carbono dentro de un ecosistema).
2. Falta de conocimiento sobre cómo los procesos interactúan entre sí (por ejemplo, cómo los ciclos individuales se relacionan entre si y cómo ellos intercambian información a distintas escalas y condiciones ecológicas).
3. Una comprensión insuficiente del comportamiento y magnitud de valores de parámetros que gobiernan un proceso.
4. Errores en la medición de los valores numéricos de las variables utilizadas para calibrar el modelo.

Por otra parte, se utilizan índices estadísticos en la evaluación del modelo, tales son:

- Coeficiente de determinación R^2 , el cual habla de la capacidad del modelo de obtener un conjunto de datos de calibración, para reducir las diferencias entre los valores observados y predichos (Blanco, 2012a) (ecuación 1).

$$R^2 = \sigma^2_{xy} / \sigma^2_x \sigma^2_y \quad (1)$$

Donde σ_{xy} es la covarianza de (X, Y).

σ_x es la desviación típica de la variable X

σ_y es la desviación típica de la variable Y

- Eficiencia de modelización (ME) (ecuación 2), donde ME=1, indica un ajuste perfecto de los datos del modelo a los de campo, ME= 0, revela que el modelo no es mejor que una simple media, y valores negativos indican bajo rendimiento del modelo (Blanco et al., 2007).

$$ME = 1 - (\sum (y_i - \hat{y}_i)^2 / \sum (y_i - \bar{y})^2) \quad (2)$$

- Desviación media del modelo (DM), que mide el error esperado global del modelo, cuando varias observaciones se promedian (Blanco et al., 2007) (ecuación 3).

$$DM = (\sum (y_i - \hat{y}_i) / n) \quad (3)$$

- Diferencia media absoluta (DMA), la cual mide el error medio asociado con una sola predicción (Vanclay y Skovsgaard 1997) (ecuación 4).

$$DMA = (\sum (|y_i - \hat{y}_i|) / n) \quad (4)$$

- Error cuadrático medio (ECM), que al igual que la diferencia media absoluta determina la exactitud de una medida y este valor debe ser tan pequeño como sea posible (Power 1993) (ecuación 5).

$$ECM = (\sum (y_i - \hat{y}_i)^2 / n) \quad (5)$$

Donde y_i = es el valor simulado o predicho, \hat{y}_i = es el valor observado en la muestra i , \bar{y} = es el valor medio de los valores observados y n = es el número de observaciones.

Así, el análisis de los aspectos anteriormente mencionados se complementa con métodos estadísticos de evaluación del rendimiento del modelo, métodos gráficos de comparación, y comparaciones cualitativas de los datos observados y simulados verificando que los resultados tienen sentido ecológico, para finalmente obtener del modelo un rendimiento adecuado (Blanco et al., 2007).

Cabe destacar, no obstante, que la evaluación del modelo tiene por objetivo determinar el grado de similitud entre los valores simulados y los observados para una serie de variables específicas. El que ese grado de similitud sea o no aceptable depende de los requerimientos del usuario y de la aplicación específica que se le va a dar al modelo.

4. RESULTADOS

4.1 PRODUCCIÓN DE HOJARASCA PARA AMBOS BOSQUES

Las Figuras 9 a 11 describen la producción de distintas fracciones de hojarasca para el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los valores de producción anual estimada en el bosque desde el año 2000 hasta el 2012, mientras que las líneas muestran la simulación de la producción realizada por el modelo *FORECAST*.

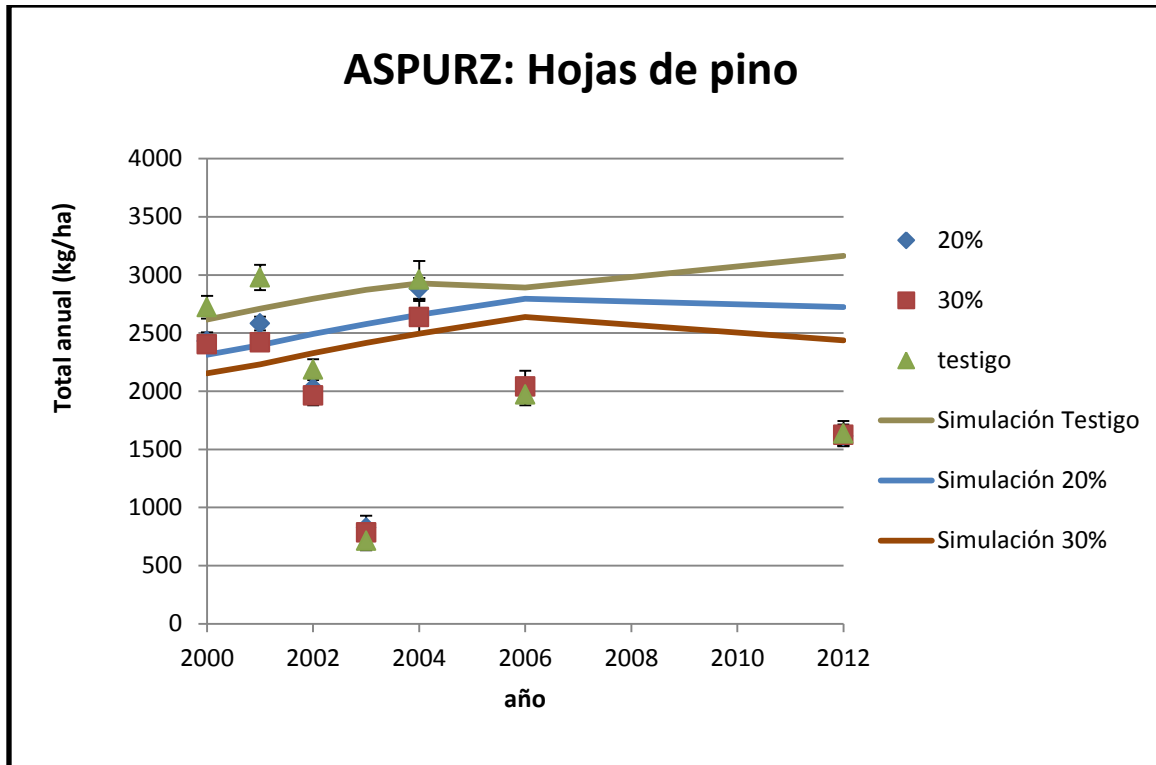


Fig. 9. Producción de hojas de pino en el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.

En cuanto a la producción observada de hojas de pino en el bosque de Aspurz, se observa un aumento en los años 2000 a 2004, y una disminución a partir del mismo. No es así en la predicción del modelo, donde el aumento se observa hasta el año 2006 y la disminución sólo ocurre para las parcelas del

20% y 30% de clareo. Finalmente, los valores de producción reales no son superiores a los estimados por el modelo, y durante todos los años fueron bastante cercanos a este, a excepción de los años 2003 y 2012 (Fig. 9).

Para la producción observada de ramas de pino en Aspurz, hubo una disminución de la misma desde el año 2000 hasta el año 2004, y a partir de este año un aumento de la producción de ramas caídas. El modelo muestra una tendencia en aumento de la producción durante todos los años. Los valores estimados por el modelo fueron inferiores a los realmente observados en campo, especialmente para las parcelas testigo (Fig. 10).

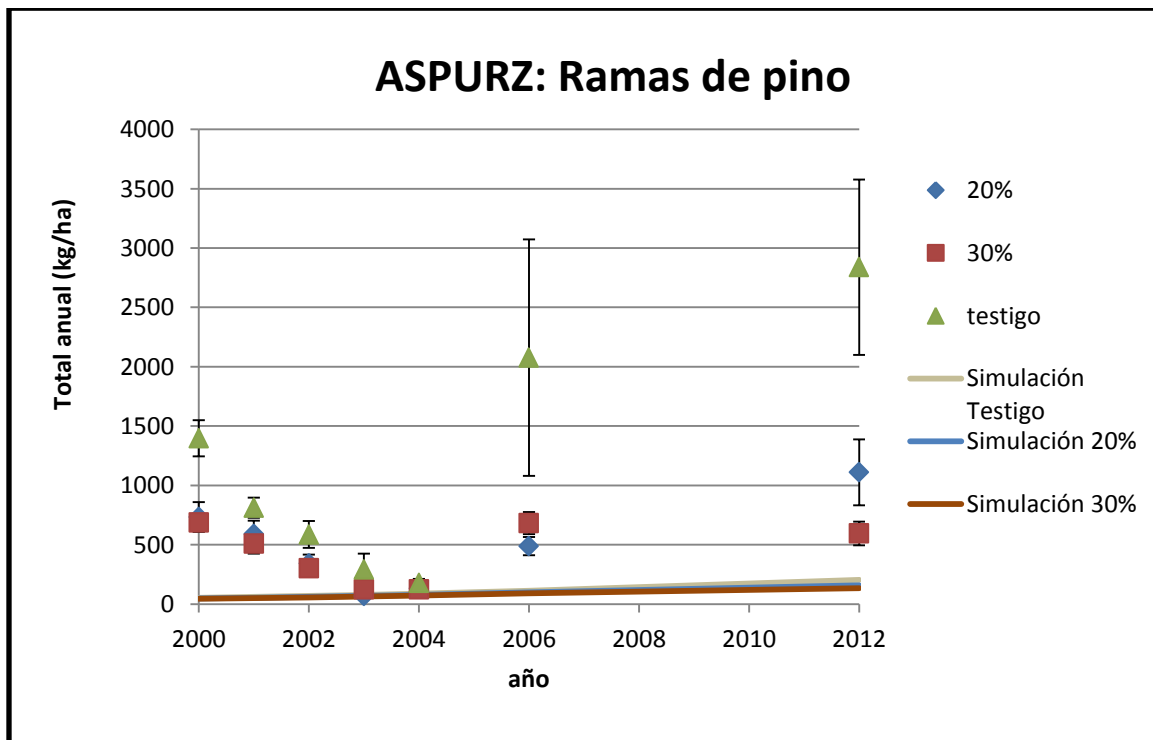


Fig. 10. Producción de ramas de pino en el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por FORECAST.

Para el bosque de Aspurz, los datos de campo mostraron una disminución de la producción de miscelánea y hojas de haya hasta el año 2004, a partir del cual la producción aumentó. Los datos de simulación por su parte, muestran una tendencia a aumentar la producción de estas dos fracciones

desde el año 2000 al año 2012. Los valores de producción tomados en campo fueron bastante cercanos a los simulados por el modelo solamente en los años 2002 a 2004, mientras que en el resto de los años se mostraron por encima de ellos (Fig. 11).

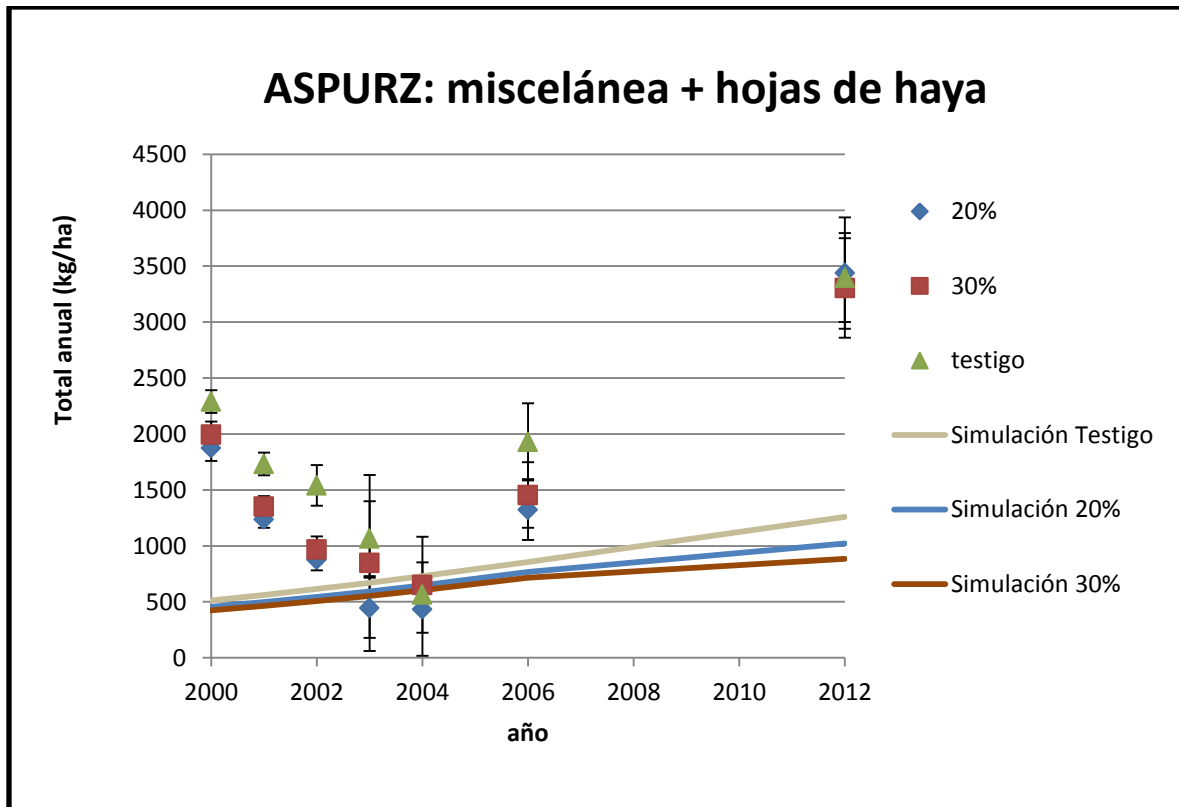


Fig. 11. Producción de miscelánea + hojas de haya en el bosque de Aspurz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.

Por último, para todas las fracciones en la localidad de Aspurz, el modelo simuló lo que se esperaría en cuanto a la producción según los diferentes tratamientos, observándose mayor producción a menor intensidad de clara. Sin embargo, si bien los datos de campo muestran que las parcelas testigo tienen la mayor producción, no se observa esta tendencia de manera evidente para las parcelas del 20% y 30%, cuyos valores no difieren significativamente.

Para la producción de hojas de pino en el bosque de Garde, los datos muestran una tendencia a aumentar. Esto mismo se observa en la simulación

hecha por el modelo, pero siendo los datos de simulación menores a los observados en campo (a excepción de los años 2003 y 2006). Por otra parte, aunque la simulación del modelo predijo valores menores en Garde que en Aspurz, los datos de campo mostraron valores entre 2000 y 3000 kg/ha de hojas de pino en ambos bosques, con excepción de algunos años (Fig. 9 y 12).

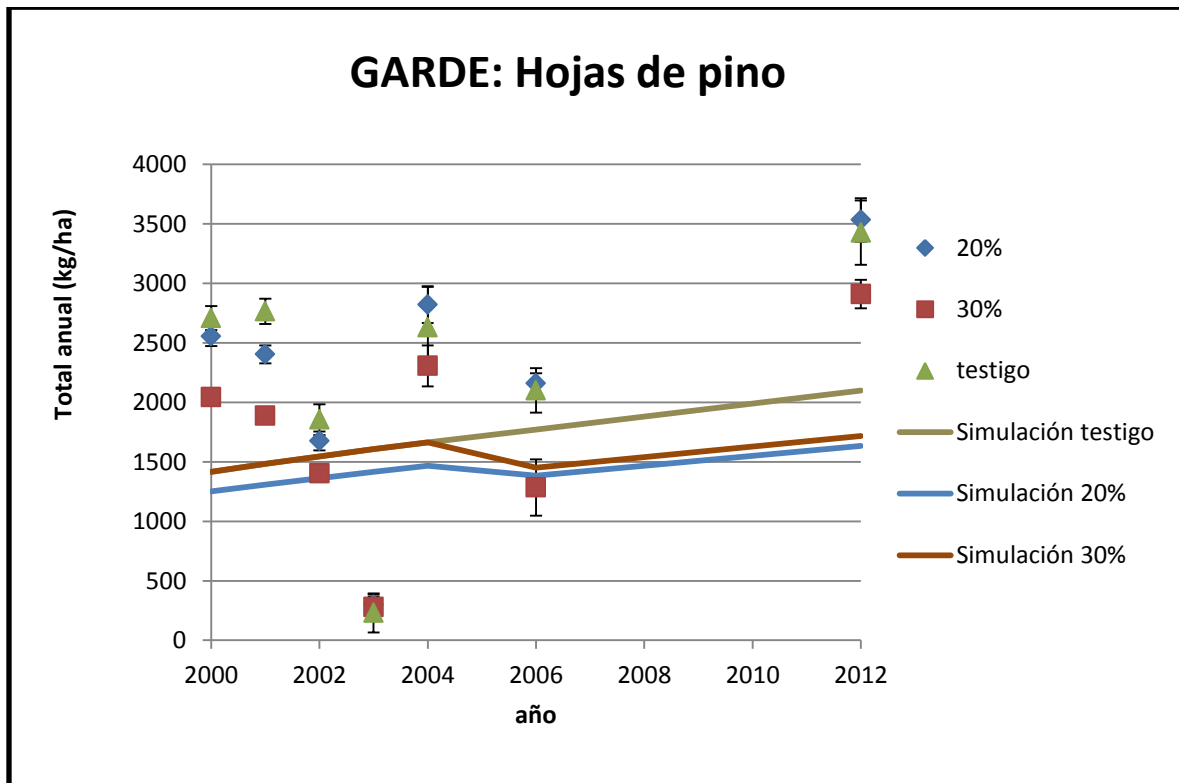


Fig. 12. Producción de hojas de pino en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.

En lo que se refiere a la producción de ramas de pino en el bosque de Garde, los datos de campo muestran que ésta se mantuvo estable con valores entre 0 y 1000 kg/ha para todos los años excepto el 2012, en el cual aumentó considerablemente la producción, aunque también aumentó la variabilidad observada en el campo. La simulación hecha por el modelo no muestra tal aumento pero si muestra una producción estable donde los valores son menores a los observados en campo (Fig. 13).

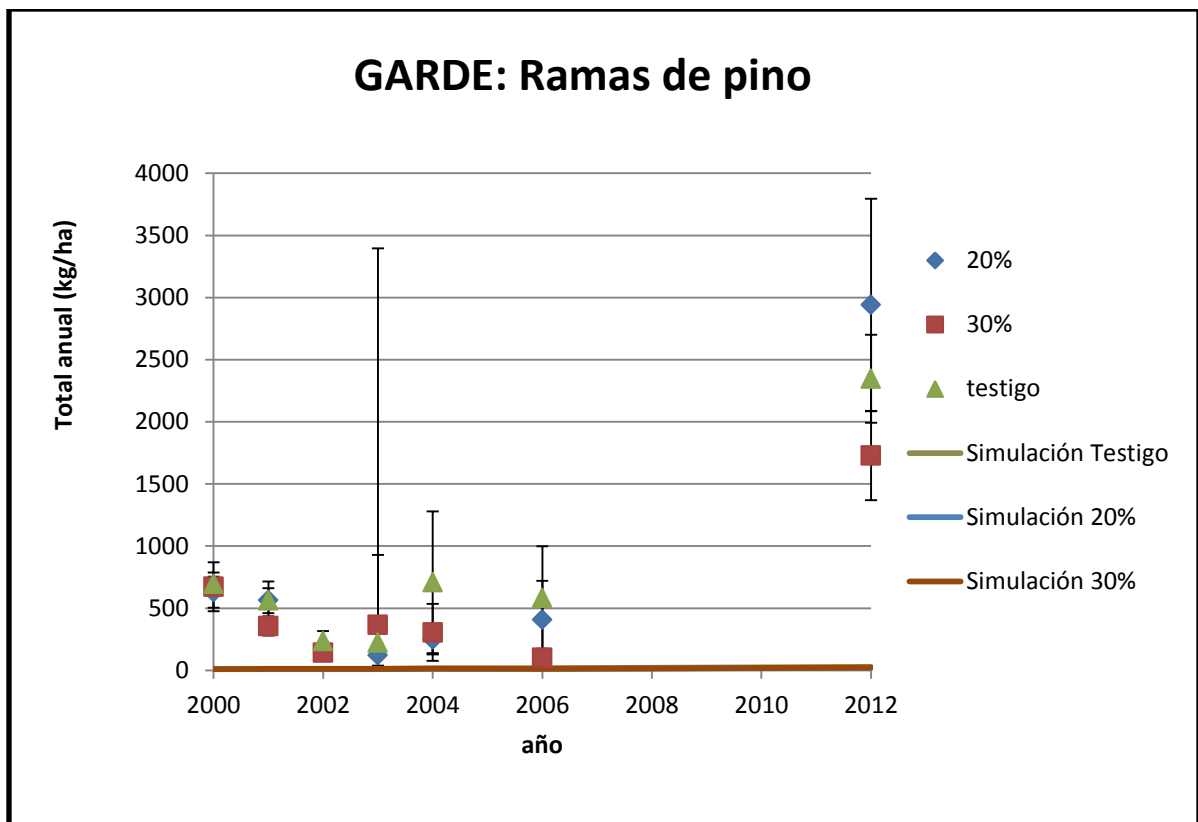


Fig. 13. Producción de ramas de pino en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.

En cuanto a la producción de miscelánea y hojas de haya en el bosque de Garde, los datos de campo muestran una disminución de la misma entre los años 2000 y 2003, y a partir de ahí un aumento hasta el año 2012. Por su parte, la simulación hecha por el modelo, muestra una tendencia constante a aumentar desde el año 2000 al 2012. Los valores de producción arrojados por la simulación fueron menores a los de campo para todos los años. La producción de estas fracciones fue mayor para el bosque de Aspurz en comparación con el de Garde (Fig. 11 y 14).

Para la localidad de Garde, los datos de campo no muestran diferencias en la tendencia de producción para los tres tratamientos de claras en las fracciones de ramas de pino y miscelánea, esto mismo se observa en la

simulación. Para la fracción de hojas de pino, los datos de campo muestran la distribución que era de esperar, con mayor producción a menor intensidad de clara. Sin embargo la simulación arrojó una mayor producción para las parcelas con clara del 30% en comparación con las del 20%.

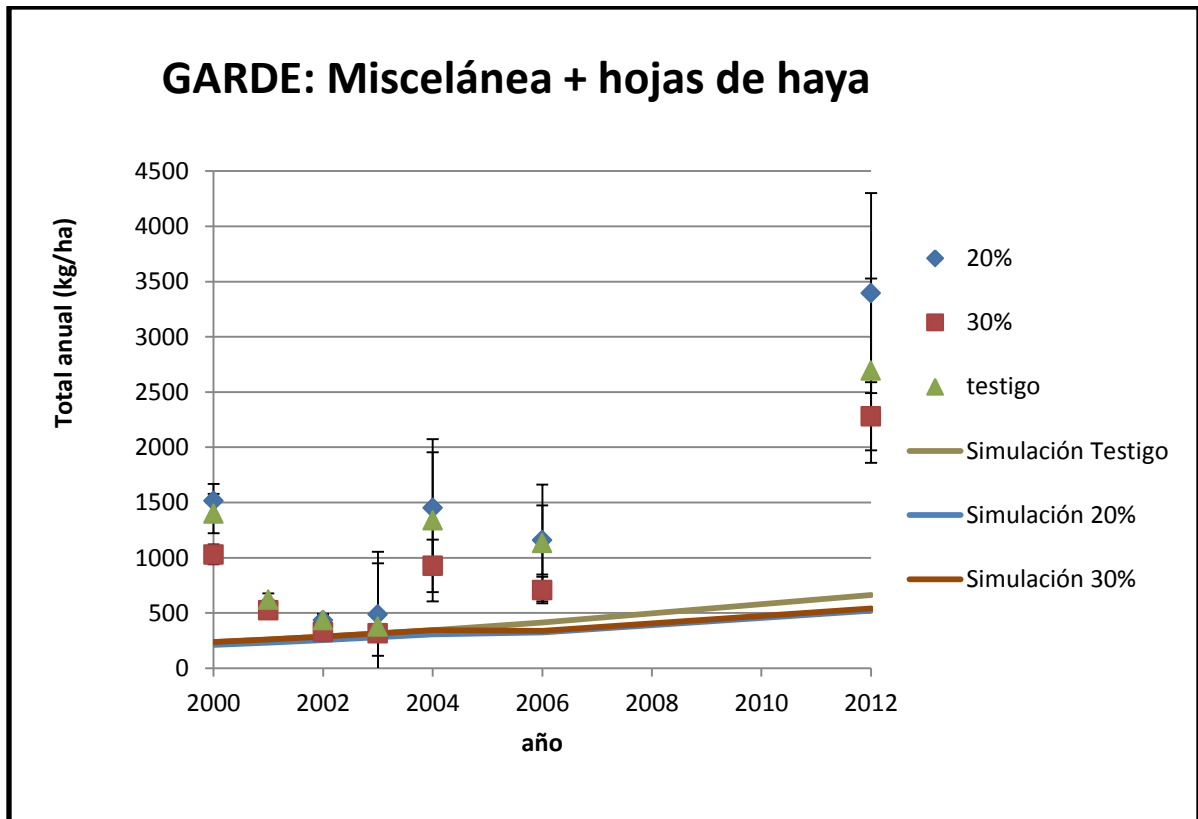


Fig. 14. Producción de miscelánea + hojas de haya en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.

En Aspurz, los datos de campo mostraron que fue mayor la producción en las parcelas sin clara, pero no se observó una tendencia diferente entre los tratamientos del 20% y 30%. La simulación en esta localidad mostró diferencias entre tratamientos siendo mayor la producción a menor intensidad de clara. En Garde, no difirió la tendencia de producción entre los tratamientos para los datos de campo, al menos para los tratamientos de parcela testigo y 20% de clara. La

simulación mostró una mayor producción en las parcelas del 30% en comparación con las del 20% (Figuras 15 y 16).

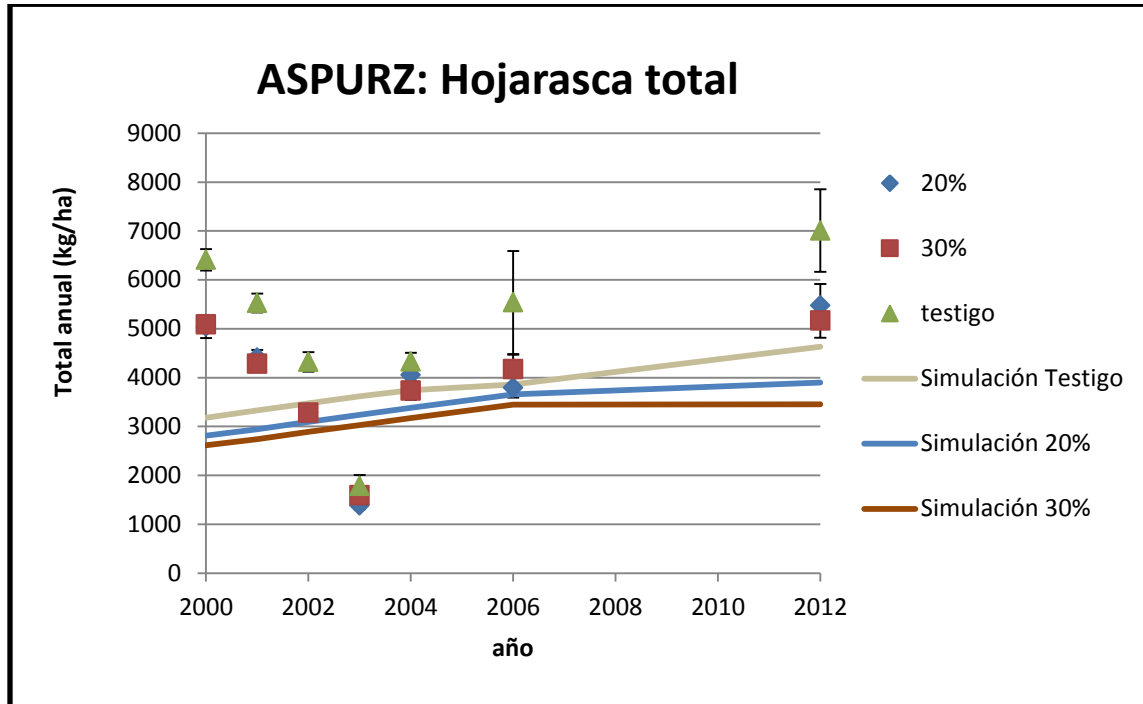


Fig. 15. Producción de hojarasca total en el bosque de Aspuz. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.

En resumen, la producción total de hojarasca fue en general, mayor en Aspuz que en Garde. La tendencia de producción de hojarasca total fue mejor simulada en ambos sitios a partir del año 2006. Los valores simulados en Aspuz fueron más cercanos a los observados en campo, en comparación con Garde. Para ambas localidades el programa simuló menor producción de la que se observó en campo durante esos años.

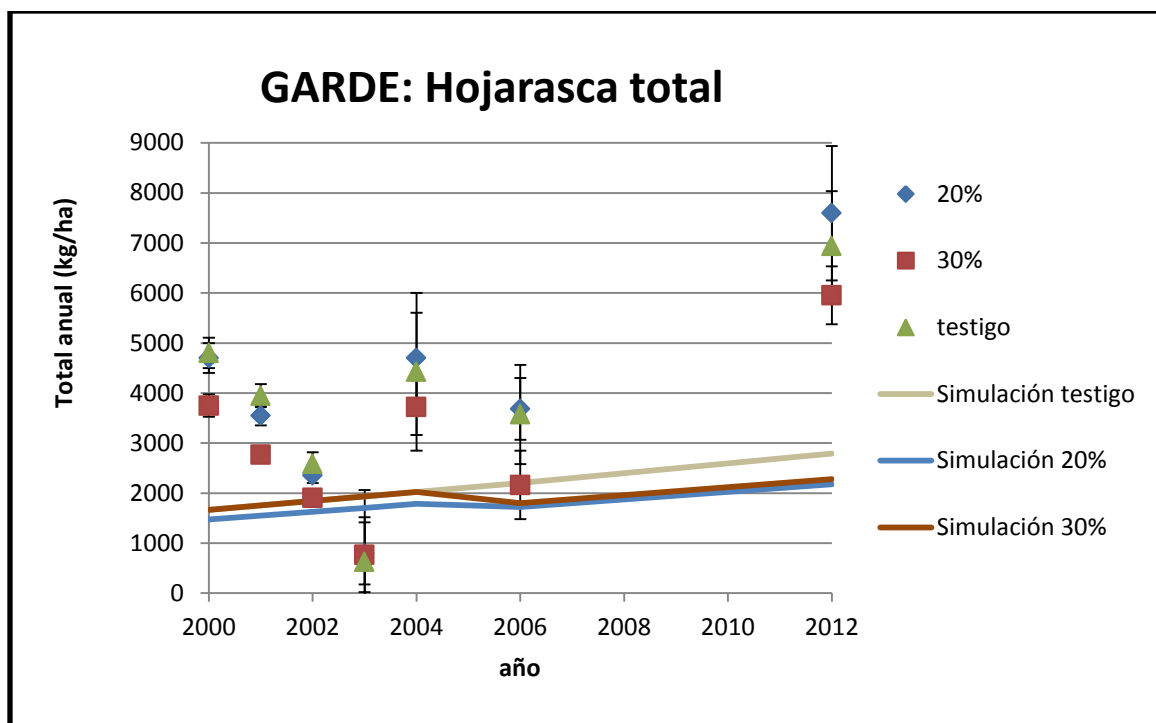


Fig. 16. Producción de hojarasca total en el bosque de Garde. Los iconos muestran los datos obtenidos en campo, las líneas continuas muestran los valores simulados por *FORECAST*.

4.2 ESTADÍSTICOS DE EVALUACIÓN DEL MODELO

La tabla 2 muestra los resultados de estadísticos que permiten la evaluación del modelo. Se observa que los coeficientes de regresión más cercanos a uno corresponden a los datos obtenidos para la localidad de Garde ($R^2=0,38$) y la cantidad de Ramas de pino en general ($R^2=0,39$).

El menor error medio se obtuvo para la localidad de Aspurz (EM= 323,23 kg/ha), para la hojarasca total (EM= -1548,68 kg/ha) y para los datos de hojas de pino (EM= -10,62 kg/ha). También se encontró que el modelo simula más eficientemente el comportamiento de la localidad de Aspurz (EFM = 0,84) y la producción de hojas de pino en general (EFM = 0,47).

Hay una simulación pobre para las ramas de pino, la miscelánea y la hojarasca total (EFM = -0,79; -0,75 y -1,10 respectivamente). Cuando todos los

datos de todas las fracciones se analizan de forma conjunta para tener una idea global del modelo, se ve que simula eficientemente el comportamiento de ambos bosques (EFM = 0,82) en cuanto a las diferencias entre fracciones, entre sitios y como estas cambian a lo largo del tiempo (Tabla 1).

Tabla. 2. Estadísticos de evaluación donde R^2 : coeficiente de regresión, EM: Error medio, EMA: error medio absoluto, EFM: eficiencia de modelización, y RECM: Raíz cuadrada del error cuadrático medio. Datos utilizados: Global: todos los datos de todas las fracciones de forma conjunta. Aspurz/Garde: todos los datos de todas las fracciones de forma conjunta separados por localidades. Hojas de pino / ramas de pino / miscelánea: todos los datos de las dos localidades separados por fracciones.

	R^2	EM (Kg/ha)	EMA (Kg/ha)	EFM	RECM (Kg/ha)
GLOBAL	0,32	486,77	766,12	0,82	1018,96
ASPURZ	0,32	323,23	750,86	0,84	1011,75
GARDE	0,38	650,31	781,38	0,79	1026,11
HOJAS DE PINO	0,28	-10,62	792,26	0,47	1018,23
RAMAS DE PINO	0,39	637,14	740,07	-0,79	993,94
MISCELÁNEA	0,35	833,79	812,45	-0,75	1051,77
HOJARASCA TOTAL	0,06	-1548,68	1911,24	-1,10	2378,10

5. DISCUSIÓN

5.1 PRODUCCIÓN DE HOJARASCA

DIFERENCIAS ENTRE SITIOS

En general la producción de hojarasca fue mayor para el bosque de Aspurz que para Garde. Oscilando la cantidad de hojas de pino que hacían parte de la hojarasca entre 1500-3000 kg/ha para el bosque de Aspurz y 1000-3000 kg/ha para el bosque de Garde; entre 0-1500 kg/ha de ramas de pino en Aspurz y 0-900 kg/ha en el bosque de Garde; y de 400-2500 kg/ha para la fracción de miscelánea más hojas de haya en Aspurz, frente a 200-1500 kg/ha para el bosque de Garde.

Para la fracción de hojas de pino se observaron variaciones en cuanto a su producción a través de los años, viéndose un aumento a partir del año 2000, un año después de la primera corta, una disminución, hacia el año 2003 y un posterior aumento, el cual fue después de este año más marcado para la localidad de Garde que para la de Aspurz. En cuanto a la producción de ramas de pino, esta se mantuvo estable a través de los años para la localidad de Garde, excepto en el año 2012, donde la producción aumentó.

Para Aspurz, las variaciones en cuanto a la producción de ramas de pino fueron mayores que para Garde, posiblemente por las características climáticas y de mayor competencia con otros árboles en el sitio (Blanco et al. 2008), la cual podría hacer que los pinos tiren sus ramas para ahorrar recursos en su crecimiento, teniendo en cuenta que después del tallo, las ramas son las que tienen la mayor parte de la biomasa (Kuyah et al., 2013). Por último, la producción de miscelánea también mostró variaciones a lo largo de los años para las dos localidades, lo cual podría estar relacionado con variaciones en las

tasas de crecimiento y por lo tanto de producción de hojarasca anuales de las especies acompañantes, como las hayas (Primicia et al. 2013).

Estas diferencias en cantidad de producción de biomasa, al igual que la tendencia con la cual se produce se han mantenido a lo largo del tiempo con excepciones puntuales como la del año 2012, donde la producción en Garde aumentó en comparación a años anteriores. Las diferencias observadas entre localidades pueden ser debidas a factores como el clima, las características del suelo, la localización geográfica, etc., observándose características particulares entre ambos sitios, tales como mayor pendiente, altitud y pluviometría en Garde, y mayor temperatura media en Aspurz (Tabla 1).

Así, la mayor temperatura presente en Aspurz, puede dar lugar a un período de crecimiento anual más largo, y por tanto una mayor producción de hojarasca (Auzmendi, 2002). Igualmente, las condiciones menos extremas en cuanto a temperatura, pluviometría y altitud para este sitio, dan lugar a que tenga unas condiciones de calidad productiva más favorable en comparación con Garde. Es así como Aspurz está localizado en el rango de altitud de máxima producción para las zonas templadas, mientras que las bajas temperaturas y los fuertes vientos de Garde, pueden afectar negativamente el crecimiento de los árboles, resultando en una reducción de la producción de hojarasca (Guerrero et al., 1998; Blanco et al., 2006b; Lonsdale, 1988).

Considerando que la altura media de los árboles en Garde es 1,5 m menor que en Aspurz, a pesar de que estos son 5 años más viejos que en Aspurz, podríamos decir que este hecho refleja un mejor balance entre disponibilidad de agua, la cual puede verse también afectada por la pendiente del lugar, y la temperatura media en Aspurz, lo cual permite un mejor desarrollo de los árboles y por lo tanto de los procesos de producción de biomasa en forma de hojarasca en este lugar (Osem et al., 2013; Blanco et al., 2006b).

Garde está ubicado en el centro de una montaña, y por lo tanto es más sensible a las pérdidas de nutrientes por filtración, por el contrario Aspurz se encuentra cerca al fondo del valle, por lo tanto es muy probable que reciba las entradas de la filtración que viene de arriba de la montaña, incrementándose su fertilidad (Dent et al., 2006; Blanco, 2004).

Todo lo anterior tiene efectos sobre la concentración de nutrientes en el suelo de ambos sitios. Así, aunque se ha encontrado que la concentración de nutrientes en Garde puede ser más alta que en Aspurz, la mayor cantidad de biomasa de hojas de pino en este sitio resulta en un similar retorno de nutrientes para ambos lugares (Blanco et al., 2008).

Estos a su vez favorecen la composición del suelo, el cual le aporta a las plantas, a través de las raíces, lo necesario para realizar las funciones de crecimiento, entre las cuales está el desarrollo de órganos, llevándose así a cabo un proceso cíclico de reciclaje de nutrientes. De ahí que un alto contenido de nutrientes en el suelo, se relacione con una mayor producción de hojarasca (Moretto et al., 2005).

DIFERENCIAS ENTRE TRATAMIENTOS

La producción de hojarasca total fue mayor para las parcelas testigo que para las que presentaban tratamientos de claras. Observándose así una mayor producción a menor porcentaje de aclareo, debido a la disminución de la densidad de árboles en las parcelas con el mayor porcentaje de clara. Aun así, para la localidad de Aspurz, las barras de error estándar muestran que la tendencia no difiere entre los tratamientos de claras del 20% y el 30%, pero si entre estos dos y las parcelas testigo. Para Garde si se observan diferencias entre los dos tratamientos de claras, pero menor diferencia entre el tratamiento del 20% y las parcelas testigo. Estas diferencias se mantienen a lo largo del tiempo.

Lo anterior es importante, teniendo en cuenta que estudios realizados anteriormente en estas mismas parcelas experimentales (Blanco et al., 2008; Blanco et al., 2006 a, b), han soportado la hipótesis de que las claras son un factor que influye en la concentración de nutrientes de la hojarasca y en su retorno al suelo del bosque, particularmente en ambientes mediterráneos. Se ha encontrado así que las diferencias en la concentración de nutrientes entre los tratamientos de claras pueden estar relacionadas con el incremento en la disponibilidad de luz después del aclareo. De igual manera, las claras parecen afectar el retorno de nutrientes principalmente por la reducción de la biomasa y la producción de hojarasca, más que por cambios en la concentración de nutrientes.

Los sitios mediterráneos suelen ser más susceptibles a la intensidad de los nutrientes removidos. Por otra parte, las claras parecen ser un factor secundario en la concentración de nutrientes en comparación con la calidad del sitio y la estación del año. Dado que Garde es menos sensible a la intervención humana en comparación con Aspuz, los bosques mediterráneos podrían ser más frágiles y sensibles a esta que otros bosques con otras temperaturas, además, estos están ubicados en áreas donde se esperan grandes cambios en el clima, por lo cual, puede ser conveniente un mayor ajuste del modelo especialmente para la localidad de Aspuz (Imbert et al ., 2005; Blanco et al., 2008).

5.2 EVALUACIÓN DEL MODELO

De forma global, el R^2 de 0,32 nos dice que los datos de campo y el modelo comparten un 32% de la variabilidad, por lo cual hay una parte importante de esta que el modelo no simula, posiblemente relacionada con factores de variación interanual como el clima, que no se simulan en *FORECAST*. Esta tendencia podría mejorarse si se lograra captar algo de las

variaciones en producción de las fracciones e igualmente los efectos que cada localidad puede dar a esta tendencia.

Por otra parte el error medio nos muestra que la producción de hojas de pino es la fracción mejor simulada por el modelo en cuanto a los valores que arroja, esto es importante teniendo en cuenta que estas contribuyen de forma fundamental en la entrada de nutrientes al suelo del bosque (Hanson et al., 2004; Karam et al., 2013; Holub et al., 2013), y tener valores más precisos de su producción puede mejorar la calidad con la cual se realiza el manejo (Zhang y Zhang, 2012).

En cuanto a las localidades, Garde es la que presenta un mayor error medio el cual es de 650,31 kg/ha que corresponde a un 50,88% de la media de los valores de producción para este sitio, lo cual nos indica que es en este lugar donde se debe evaluar de nuevo la cantidad en la cual se producen las fracciones a simular, analizando cada uno de los factores que el programa tiene en cuenta como que afectan su producción, tales son los nutrientes y la cantidad de luz disponible. El error medio absoluto para cada fracción y localidad muestra la misma tendencia descrita anteriormente, y los valores para el error cuadrático medio, visiblemente mayores que los obtenidos para el error medio absoluto, dan cuenta de que para cada fracción y localidad estudiados hay una buena cantidad de valores extremos que el modelo no simuló y que pueden deberse a variaciones bruscas del clima o a eventos no predecibles.

En cuanto a la eficiencia de modelización, no difieren en gran manera la eficiencia a la cual se simula la producción de hojarasca de cada una de las localidades, siendo la de Aspurz de 0,18 y la de Garde 0,11; dados estos valores se puede decir que la simulación del modelo para ambas localidades requiere ajustes para que esta sea mucho mejor que una simple media. En cuanto a las fracciones, las hojas de pino son las que mejor simula el modelo, por el contrario, los valores negativos para la eficiencia de modelización en ramas de

pino y miscelánea muestran una pobre simulación del modelo en cuanto a estas dos fracciones, lo cual debe ser analizado en más detalle teniendo en cuenta cada proceso que simula el modelo y que lleva a la producción de ambas, como se dijo anteriormente.

5.3 LIMITACIONES DEL MODELO FORECAST

El modelo no simuló ciertos comportamientos a través de los años tales como, la disminución de hojas de pino en el 2003 en ambas localidades o el aumento de ramas de pino en Garde en el año 2012, esto puede deberse a que estos cambios hayan sido causados por variaciones climáticas tales como sequías, o fuertes vientos, las cuales no predice el modelo (Cienciala y Tatarinov 2006). Sin embargo, también debe destacarse que en el caso del año 2003, las estimaciones de hojarasca total anual están basadas en extrapolaciones a partir de un único mes de recogida. Si en ese año en concreto ese mes fue afectado por condiciones que produjeron un descenso en la producción de hojarasca comparado con los años 2000-2002, la estimación de hojarasca anual podría haber sido estimada demasiado baja. Esto indica que en la evaluación de un modelo es necesario también evaluar la calidad de los datos observados (Blanco et al. 2007).

Por otra parte las ramas de pino fueron simuladas en menor cantidad a la producción vista en campo a través de los años. La miscelánea es la fracción cuyos valores más se alejan de los observados. Por lo cual, son necesarios ajustes en cuanto a la cantidad de estas dos fracciones. La simulación de estos valores podría mejorarse si se incrementase en el modelo la fracción de la biomasa de ramas y cortezas que cae cada año como hojarasca. Sin embargo, para cambiar este dato de calibración es necesaria una mejor estimación de la producción de estas fracciones en el campo. Hay que destacar que el error de estimación de la fracción miscelánea, pero en especial de las ramas, es importante. La variabilidad observada en el campo de estas fracciones se podría

disminuir mejorando la forma en que se recogen ambas fracciones, ya que estas no caen al suelo del bosque en forma de “lluvia” homogénea como lo hacen las hojas de pino, así, un aumento del número de cestas podría capturar mucho mejor la variabilidad en la producción de desfronde de ramas y miscelánea.

Lo anterior tiene la desventaja de que suma aún más costes y trabajo de campo a la investigación. Aun cuando esta opción pueda mejorar la exactitud de la simulación, finalmente son las hojas de pino las que mayor cantidad de nutrientes aportan como se dijo anteriormente, por lo cual una buena simulación de esta fracción podría ser más importante para estimar de forma adecuada los ciclos de nutrientes a largo plazo en estos bosques.

Así en general, es necesaria una modificación en cuanto a la simulación de la producción de las tres fracciones, aumentando la cantidad en que se producen cada una de ellas a través de los años e identificando los posibles factores que pueden causar variaciones a través de ellos, y que podrían simularse a través de los procesos que simula el modelo.

Las anteriores limitaciones en cuanto a la cantidad de producción de desfronde simulado, pueden deberse igualmente a que el modelo no simula factores como el clima, ni se ha incluido la presencia del haya, la cual es una especie igualmente abundante en ambos sitios, en especial en Aspurz, y que aporta una buena cantidad de hojarasca al suelo del bosque (Blanco et al., 2006b). Por lo tanto, la recomendación final es la utilización de un modelo que simule de forma explícita los efectos de las variaciones del clima, y la inclusión de las hayas como parte de la simulación.

6. CONCLUSIONES

En conclusión, se encontró que hubo mayor producción de hojarasca en la localidad de Aspurz en comparación con Garde; así como una mayor producción en las parcelas testigo en comparación con las que presentaban tratamiento de aclareo. A mayor cantidad de aclareo menor producción.

En general, el modelo calcula menos producción para todas las fracciones en ambos sitios, en comparación con los datos de campo, aunque el error es más pequeño para la localidad de Aspurz que para la de Garde, y menor para las hojas de pino que para las demás fracciones, lo cual nos indica una mejor simulación del modelo en Aspurz y de la fracción de hojas de pino. Lo anterior puede ser debido a las condiciones específicas de cada lugar que hacen más o menos favorable la simulación, así por ejemplo las condiciones extremas de la localidad de Garde puede causar cambios abruptos en producción los cuales el modelo no capta, tales como sequías o tormentas.

En cuanto a la pobre eficiencia de simulación de las fracciones de ramas de pino y miscelánea, podríamos decir que es necesario examinar aún más los procesos que influyen en su producción con vistas a mejorar su modelización, igualmente evaluar la sensibilidad del modelo para simular la producción de estas dos fracciones, es decir, si se requiere mejorar la exactitud con que estas dos fracciones son medidas en campo. Es necesario aumentar la cantidad de producción para cada una de las fracciones para ambos sitios.

La introducción de la fracción de hojas de haya en el modelo podría aportar información valiosa a la simulación, ya que estas son una importante fuente de nutrientes que se incorporan al suelo del bosque especialmente en la localidad de Aspurz.

Finalmente cabe anotar que la precisión del modelo depende de la finalidad para la cual se lo requiera. La producción de la hojarasca es un paso importante para la producción primaria neta del bosque, ya que es a partir de la descomposición de esta como se incorporan nutrientes al suelo. Si la finalidad para la cual se requiera usar el modelo fuera simular la producción de madera en el bosque, la precisión en la simulación no sería tan necesaria. Mientras que si la finalidad fuera con fines investigativos acerca del efecto de cada uno de los procesos que afectan la producción del bosque, datos con una precisión fina serían más necesarios.

7. BIBLIOGRAFÍA

ABILDTRUP, J. [et al.] 2013. Spatial preference heterogeneity in forest recreation. *Ecological Economics*; 92: 67-77. ISSN 0921-8009.

AERTS, R. [et al.] 1999. Plant mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology*; 80:2170–2181.

AGREN, G. I. Y BOSATTA, E. 1996. Theoretical Ecosystem Ecology. Understanding element cycles, Cambridge University Press, Cambridge.

ANDREICA, R. y BITA, I. M. G. 2011. Forest resources conservation and development-monitoring system. *Metalurgia International*. 16:98-101.

AUZMENDI, I. 2002. Producción de masa vegetal aérea en dos bosques de *Pinus sylvestris* L. y su respuesta a distintas intensidades de clara. Trabajo de Fin de Carrera. Universidad Pública de Navarra, Pamplona. 87 pp.

BI, J. [et al.] 2007. Yield decline in Chinese-fir plantations: a simulation investigation with implications for model complexity. *Can J For*; 37:1615–1630.

BIRK, E. M., Y VITOUSEK P. M. 1986. Nitrogen availability and nitrogen use efficiency in loblolly pine stands. *Ecology*; 67:69–79.

BLANCO, J. A. [et al.] 2004. Nutrient retranslocation in two *Pinus sylvestris* forests in western Pyrenees under different thinning intensities. *Ecological applications*. 19: 682-698.

BLANCO, J. A. [et al.] 2005. Sustainability of forest management practices: evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *For Ecol Manage*; 213:209–28. ISSN 0378-1127.

BLANCO, J. A. [et al.] 2006a. Effects of thinning on nutrient content pools in two *Pinus sylvestris* forests in the western Pyrenees. *Scandinavian Journal of Forest Research*; 21: 143-150. ISSN 0282-7581.

BLANCO, J. A. [et al.] 2006b. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management*; 237: 342–352. ISSN 0378-1127.

BLANCO, J. A. [et al.] 2007. Testing the performance of a forest ecosystem model (FORECAST) against 29 years of field data in a *Pseudotsuga menziesii* plantation. *Can. J. For. Res*; 37:1808-1820.

BLANCO, J. A. [et al.] 2008. Nutrient return via litterfall in two contrasting *Pinus sylvestris* forests in the Pyrenees under different thinning intensities. *Forest Ecology and Management*; 256: 1840–1852. ISSN 0378-1127.

BLANCO, J. A. [et al.] 2009. Thinning affects nutrient resorption and nutrient use efficiency in two *Pinus Sylvestris* stands in the Pyrenees. *Ecological Applications*; 19: 682–698. ISSN 3041-2424.

BLANCO, J. A y GONZÁLEZ, E. 2010a. Exploring the sustainability of current management prescriptions for *Pinus caribaea* plantations in Cuba: a modelling approach. *J Trop For Sci*; 22:139–154.

BLANCO, J. A y GONZÁLEZ, E. 2010b. El legado del manejo forestal en bosques tropicales: análisis de su influencia a largo plazo por medio de modelos ecosistémicos. *Forest Systems*; 199(2): 249-262. ISSN 2171-5068

BLANCO, J. A. [et al.] 2011. Thinning affects *Pinus sylvestris* needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions. *Biogeochem*; 106:397–414. ISSN 3041-2424

BLANCO, J. A. 2012a. Forests may need centuries to recover their original productivity after continuous intensive management: An example from Douglas-fir stands. *Science of the Total Environment*; 437: 91–103. ISSN 0048-9697.

BLANCO, J. A. 2012b. Más allá de los modelos de crecimiento: Modelos Ecológicos Híbridos en el contexto del manejo forestal sostenible. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For*; 34: 11-25. ISSN 1575-2410.

BLANCO, J. A. [et al.] 2013. Fuego en el bosque o fuego en la caldera: estudiando la sostenibilidad de utilizar las cortas preventivas para mantener un sistema de calibración de distrito. En J.A. Blanco (Ed.). Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales. (pp. xx-yy). Barcelona: OmniaScience.

BOOGAARD, H. L. [et al.] 1998. WOFOST 7.1: User's Guide for the WOFOST 7.1 Crop Growth Simulation Model and WOFOST Control Center 1.5, Techn. Doc. 52, Alterra, WUR, Wageningen, The Netherlands, 144 pp.

CASTILLO, F.J. [et al.] 2003. Gestión forestal sostenible de masas de pino silvestre en el Pirineo Navarro. *Ecosistemas*; 12 (3). [Consulta:17 de Febrero de 2010]. Disponible en: <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=192> .

CHAPIN F. S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*; 11:233–260.

CHI, G. Y MARCOUILLER, D. 2013. In-migration to remote rural regions: The relative impacts of natural amenities and land developability. *Landscape and Urban Planning*; 117:22-31. ISSN 0169-2046.

CIENCIALA, E. Y TATARINOV, A. 2006. Application of BIOME-BGC model to managed forests 2. Comparison with long-term observations of stand production for major tree species. *Forest Ecology and Management*; 237:252-266.

DENT, D. [et al.] 2006. Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain forest. *Plant soil*; 288: 197-215.

ECKSTEIN, R. L. [et al.] 1999. Leaf life span and nutrient resorption as determinants of plant nutrient conservation in temperate–arctic regions. *New Phytologist*; 143:177–189.

FAO 2005. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. *Estudio FAO Montes n° 147*. Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2005/es/>.

FAO 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal. *Estudio FAO Montes n. ° 163*. Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s00.htm>.

FAO, 2012. El estado de los bosques del mundo 2012. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/016/i3010s/i3010s.pdf>, 1 Agosto 2013.

FARMILO, B. J. [et al.] 2013. Pine plantations modify local conditions in forest fragments in southeastern Australia: Insights from a fragmentation experiment. *Forest Ecology and Management*. 305:264-272.

FISHER, F. Y BINKLEY, D. 2000. Ecology and Management of Forest Soils, *John Wiley & Sons*. New York.

FLERCHINGER, G. N. [et al.] 1998. Simulating surface energy fluxes and radiometric surface temperatures for two arid vegetation communities using the SHAW model. *J. Appl. Meteorol*; 37: 449–460.

GARCÍA DEL BARRIO, J. M. 2000. Compartimentos y flujos de biomasa y nutrientes en un pinar de *Pinus sylvestris* L. en el monte de Valsaín (in Spanish). Monografías INIA: *Serie Forestal* 2, Madrid, 178 pp.

GARCÍA, J. L. Y TELLA, G. 1986. Tablas de producción de densidad variable para *Pinus sylvestris* L. en el sistema pirenaico (in Spanish), Comunicaciones INIA. *Serie Recursos Naturales*; 43, 28 pp.

GOBIERNO DE NAVARRA. 2012. Informe de estado del medio ambiente. Evolución de los montes. Disponible en: http://www.navarra.es/home_es/Temas/Medio+Ambiente/Informe+de+estado/Bosques.htm

GUERRERO, J. [et al.] 1998. Seasonal growth and needle fall in *Pinus sylvestris* and *P. uncinata*. *Invest. Agr. Sist. Rec. For.*; 7:155–172.

HANSON, P.J. [et al.] 2004. Oak forest carbon and water simulations: model intercomparisons and evaluations against independent data. *Ecological Monographs*; 74: 443-489.

HAYNES, P. 2006. Aplicación de *FORECAST*, un modelo ecosistémico híbrido, en rodales de *Pinus caribaea* var. *Caribaea* en Pinar del Río (Cuba). Trabajo de Fin de Carrera. Universidad de Pinar del Río.

HOLUB, S.M. [et al.] 2013. Tree growth ten years after residual biomass removal, soil compaction, tillage, and competing vegetation control in a highly-productive Douglas-fir plantation. *Forest ecology and management*; 305:60-66.

HUARTE, F. 2002. Influencia de las diferentes intensidades de aclareo sobre las propiedades del suelo en dos bosques de pino Silvestre del Pirineo navarro.

Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Pública de Navarra, Pamplona.

IMBERT, J.B. [et al.]. 2005. Influence of thinning on plant species richness and diversity, and solar radiation indices in two contrasting Iberian *Pinus sylvestris* L. forests during a five year period. *Proceedings of the 1st DIVERSITAS Open Science Conference*, Oaxaca, Mexico, November 9–12th.

KARAM, S.L. [et al.] 2013. Development and evaluation of a nutrient cycling extension for the LANDIS-II landscape simulation model. *Ecological Modelling*; 250: 45-57.

KIMMINS, J.P. [et al.] 1999. Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in *FORECAST*. *Ecol. Model*; 122, 195–224. ISSN 0304-3800.

KIMMINS, J. P. 2004. Forest ecology, a foundation for sustainable management and environmental ethics in forestry. Third edition. Prentice-Hall, New Jersey, USA. 611 pp.

KIMMINS, J.P. [et al.] 2008. Complexity in Modeling Forest Ecosystems; How Much is Enough?. *Forest Ecology and Management*; 256(10): 1646-1658.

KIMMINS, JP. [et al.] 2010. Forecasting forest futures: a hybrid modelling approach to the assessment of sustainability of forest ecosystems and their values. Earthscan Ltd. London, UK. 281

KIRSCHBAUM M. U. F. 1999. CenW, a forest growth model with linked carbon, energy, nutrient and water cycles. *Ecol. Model*; 118:17-59.

KOMAROV, J. A. [et al.] 2003. EFIMOD 2 - a model of growth and cycling of elements in boreal forest ecosystems. *Ecol. Model.*; 10:373-392 .

KUYAH, S. [et al.] 2013. Allometry and partitioning of above- and below-ground biomass in farmed eucalyptus species dominant in Western Kenya agricultural landscapes. *Biomass and bioenergy*; 55: 276-284.

LANDSBERG, J. 2003. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Can. J. For. Res*; 33: 385–397.

LITTON, C.M. [et al.] 2003. Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Can. J. For. Res*; 33: 351-363.

LONDSDALE, W. M. 1988. Predicting the amount of litterfall in Forest of the World. *Ann. Bot*; 61:319–324.

LO, Y. H. [et al.] 2011. Linking climate change and forest ecophysiology to project future trends in tree growth: a review of forest models. In Blanco J.A., Kheradmand H. (Eds.) 2011. *Climate Change – Research and Technology for adaptation and mitigation*; 3:63-86. ISBN: 979-953-307-278-3.

MALKÖNEN, E. 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Comm. Ins. For. Fenn*; 84:1-87.

MARGOLIS, H. [et al.] 1995. Leaf area dynamics of conifer forests. In: W.K. Smith and T.M. Hinckley (Eds.), *Ecophysiology of coniferous forests*; Academic Press. San Diego.181-223 pp.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. 2003 Deposition atmosférica en la estación de Burguete (Navarra). Servicio de Protección Contra Agentes Nocivos en los Montes, Madrid.

MITCHELL, R.J. [et al.] 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. *Biological conservation*; 95: 233-246.

MOHREN, G. M. J. y BURKHART, H. E., 1994. Contrasts between biologically-based process models and management-oriented growth and yield models. *For. Ecol. Manage*; 69:1–5.

MORETTO A. [et al.] 2005. Calidad y cantidad de nutrientes en la hojarasca y su posterior mineralización en bosques primarios y bajo manejo con distintos sistemas de regeneración. Tech. rep., Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable; Proyectos de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos; Región Bosque Andino Patagónico; Subproyecto 5, pp. 17.

MORRIS, D. M. [et al.] 1997. The use of soil organic matter as a criterion of the relative sustainability of forest management alternatives: a modelling approach using *FORECAST*. *For. Ecol. Manage*; 94:61–78. ISSN 0378-1127.

OLIVER C. D. Y LARSON B. C. 1996. Forest Stand Dynamics. New York, USA. *McGraw-Hill*. 520 pp.

ORESKE, N. [et al.] 1994. Verification, validation and confirmation of numerical models in the Earth Sciences. *Science*; 263: 641-646.

OSEM, Y. [et al.] 2013. Fire-free natural regeneration in water limited *Pinus halepensis* forest: a silvicultural approach. *Eur J Forest Res*; 1-12.

PASTOR, J. y POST, W. M., 1985. Development of a Linked Forest Productivity–Soil Process Model. *Oak Ridge Nat. Lab.*, Oak Ridge, 162 pp.

POWER, M. 1993. The predictive validation of ecological and environmental models. *Ecological Modelling*; 68:33-50.

PRIMICIA, I. [et al.] 2013. Effects of thinning and canopy type on growth dynamics of *Pinus sylvestris* in a mixed forest: understanding inter-annual variations and intra-annual interactions with microclimate. *European Journal of Forest Research*. 132: 121- 135

PUERTAS, F. 2003. Scots pine in Navarre: Economic importance and production. Proceedings of the I.U.F.R.O. Meeting Silviculture and sustainable management in mountain forests in the western Pyrenees. 15th-19th September, Navarra, Spain.

SACHS, D. y TROFYMOW, T. 1991. Testing the performance of FORCYTE-11 against results from the Shawnigan Lake thinning and fertilization trials on Douglas-fir. For. Can., Pac. For. Cent., Victoria, BC. Inf. Rep. BC-X-324.

SEELY, B. [et al.] 2002. Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, *FORECAST*. *For Ecol Manage*; 169:123-135. ISSN 0378-1127.

SEELY, B. [et al.] 2004. The application of a hierarchical, decision support system to evaluate multi-objective forest management strategies: a case study in northeastern British Columbia, Canada. *For. Ecol. Manage*; 199:283–305.

SEELY, B. [et al.] 2008. Evaluation of an ecosystem-based approach to mixedwood modelling. *For Chron*; 84:181-193.

SEELY, B. [et al.] 2010. Towards the application of soil organic matter as an indicator of ecosystem productivity: deriving thresholds, developing monitoring systems, and evaluating practices. *Ecol Indic*; 10:999-1008. ISSN 1470-160.

SEELY, B. y WELHAM, C. 2006. Towards the application of SOM as a measure of ecosystem, productivity in the Quesnel Forest District: deriving thresholds, determining effective sampling regimes, and evaluating practices. Rep. FSP Y061143. Prepared for British Columbia Ministry of Forests Sciences Program, Victoria, B.C.

SOLA, A. A. (1999). Geografía física. Geografía económica. *Geografía General de Navarra*. Editado por Gobierno de Navarra, Departamento de Educación y Cultura. Pamplona.

TERRADAS, J. 2001. Ecología de la vegetación: De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Barcelona: Ediciones Omega. ISBN: 84-282-1288-0

VANCLAY, J. K. Y SKOVSGAARD, J. P. 1997. Evaluating forest growth models. *Ecological Modelling*; 98: 1-12.

VERBUG, P. S. J. y JOHNSON, D. W. 2001. A spreadsheet-based biogeochemical model to simulate nutrient cycling processes in forest ecosystems. *Ecol. Model.* 141:185–200. ISSN 0304-3800.

WANG, S. 2013. Forest economics in an increasingly urbanized society: The next frontier. *Forest Policy and Economics*. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2013.06.007>.

WEI, X. [et al.] 2003. Disturbances and the sustainability of long-term site productivity in lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia an ecosystem modelling approach. *Ecol Model*; 164:239–56. ISSN 0304-3800.

WEI, X. [et al.] 2012. Effects of nitrogen deposition on carbon sequestration in Chinese fir forests. *Sci Total Environ*; 416:351–61. ISSN 0048-9697.

WELHAM, C. [et al.] 2002. The utility of the two-pass harvesting system: an analysis using the ecosystem simulation model *FORECAST*. *Can J For Res*; 32:1071–9.

WELHAM, C. [et al.] 2007. Projected long-term productivity in Saskatchewan hybrid poplar plantations: weed competition and fertilizer effects. *Can J For Res*; 37:1808–20.

ZHANG, J. [et al.] 2012. Impact evaluation of low temperature to yields of maize in Northeast China based on crop growth model. *Acta Ecologica Sinica*; 32:4132-4138.

ZHANG, Q. y ZHANG, X. 2012. Impacts of predictor variables and species models on simulating *Tamarix ramosissima* distribution in Tarim Basin, northwestern China. *Journal of Plant Ecology*; 5: 337-345.

8. ANEXO

DESCRIPCIÓN DEL MODELO FORECAST: FASE DE SIMULACIÓN.

Durante la simulación, para cada año, el crecimiento potencial anual (APG) de la vegetación está limitado por la producción fotosintética de las hojas (Ecuación 6). La capacidad productiva de una cantidad dada de biomasa foliar (la tasa fotosintética) se asume que depende del contenido de N en las hojas corregido por el autosombreado en el dosel arbóreo simulado (SCFNt*).

Durante la fase de simulación, la masa del dosel arbóreo corresponde al del sitio definido por el usuario para el escenario a simular, el cual puede ser diferente de los datos utilizados para calibrar el modelo. Por lo tanto, SCFNt* es un valor particular para cada simulación que se calcula según la Ecuación 6.

$$APG(t+1) = SCFNt^* \times SCFNE \quad (6)$$

Donde APG (t+1) = crecimiento potencial anual de una especie dada en el año $t+1$. Durante la simulación el modelo interpola entre las distintas curvas de SCFNE calculado para sitios de distinta calidad utilizados durante la calibración para estimar la curva que corresponde al sitio simulado. La absorción de nutrientes necesaria para soportar el crecimiento esperado (APG (t+1)) se calcula en base a las tasas de crecimiento y la concentración de los distintos órganos vegetales de ese año de simulación.

La disponibilidad de nutrientes se calcula en base a los datos empíricos describiendo los flujos de nutrientes en la descomposición de hojarasca y humus, cambios en la composición química y la mineralización de nutrientes según la descomposición se produce y el tamaño de los reservorios de nutrientes del suelo mineral y el humus (capacidad de intercambio catiónico CIC y capacidad de intercambio aniónico CIA) (Figura 17). Si la disponibilidad de

nutrientes para cada año es menor que la requerida para apoyar APG (t+1), el crecimiento vegetal se limita por los nutrientes y el crecimiento real es menor que el potencial.

El ciclo de nutrientes en *FORECAST* se basa en un balance de masas, donde los nutrientes pueden estar en tres reservorios diferentes: 1) la biomasa vegetal, 2) los nutrientes disponibles en el suelo, 3) la materia orgánica del suelo. El “N disponible” en *FORECAST* se puede asimilar al N intercambiable que está presente durante el año como NH_4^+ , NO_3^- u otras formas orgánicas lábiles con una tasa de renovación menor a un año. La deposición y fijación de N por briofitas y otros microorganismos se simulan como un flujo constante de N que se incorpora directamente a la solución del suelo y se incorpora en el reservorio de N disponible.

El N disponible se calcula simulando consecutivamente cuatro pasos con las distintas entradas y salidas del ciclo biogeoquímico: deposición, fertilización, escorrentía, lixiviación, mineralización e inmovilización (Fig. 17). La definición de la fertilidad de sitio basada en la disponibilidad de N asume que la humedad del suelo no es limitante, aunque la inclusión en el modelo del parámetro “máxima biomasa foliar por árbol” está directamente correlacionado con la disponibilidad hídrica del sitio.

Los ciclos de carbono y nitrógeno están unidos a través del uso de la eficiencia de N foliar como la ecuación que sirve de “motor” del modelo. Por lo tanto, una limitación en la cantidad de que los árboles y plantas pueden absorber resultará en una reducción de N foliar, reduciendo la biomasa y por lo tanto el C atmosférico secuestrado por los árboles y plantas.

Las proyecciones de volumen simuladas por *FORECAST* están limitadas en última instancia por la producción potencial de las especies incluidas en la simulación y que son descritas en los datos de calibración. El crecimiento y

producción en rodales complejos se basa en la simulación del reparto de los recursos limitantes (luz y nutrientes) entre las distintas especies y cohortes de edades simuladas. Las propiedades biológicas de las especies determinan su competencia relativa para la obtención de los recursos limitantes.

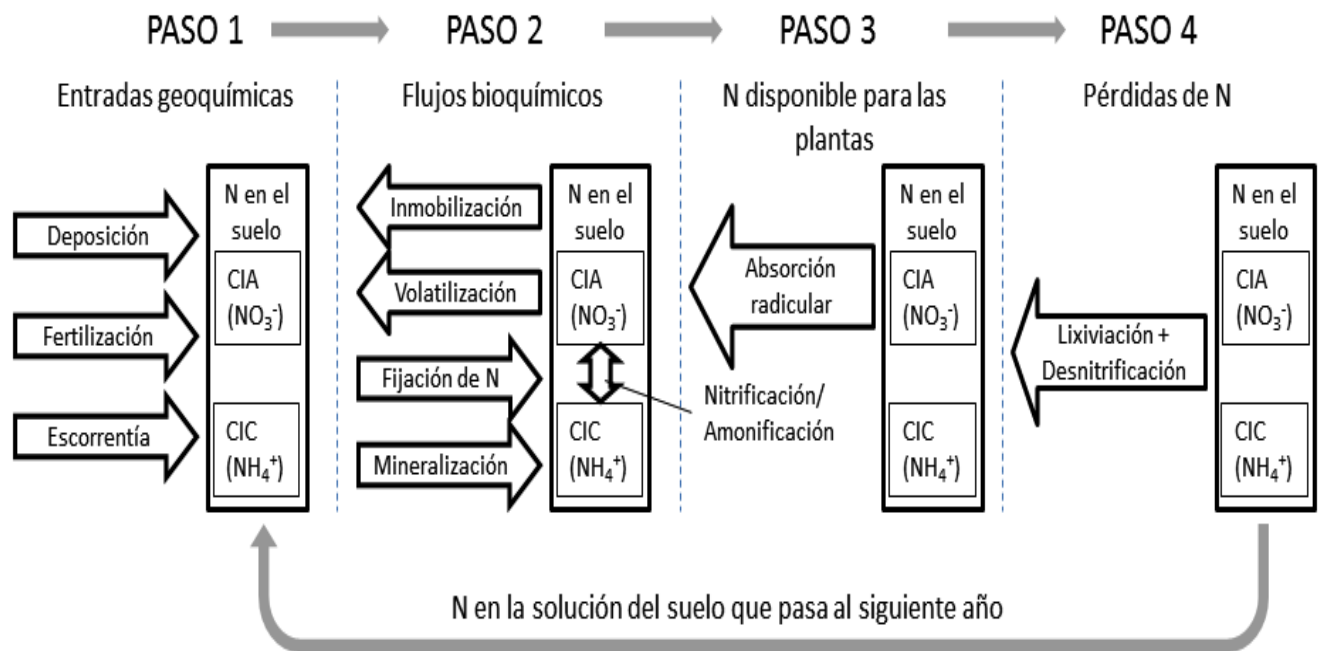


Fig. 17. Pasos repetidos de forma consecutiva por *FORECAST* para calcular la cantidad de N disponible para las plantas y que queda sin utilizar (si es el caso) para el año siguiente de la simulación.

En la figura 18 se muestran los reservorios (plantas y suelo) y flujos de nutrientes del ecosistema que simula el programa (herbivoría, fijación biológica del nitrógeno, erosión, precipitación, etc.).

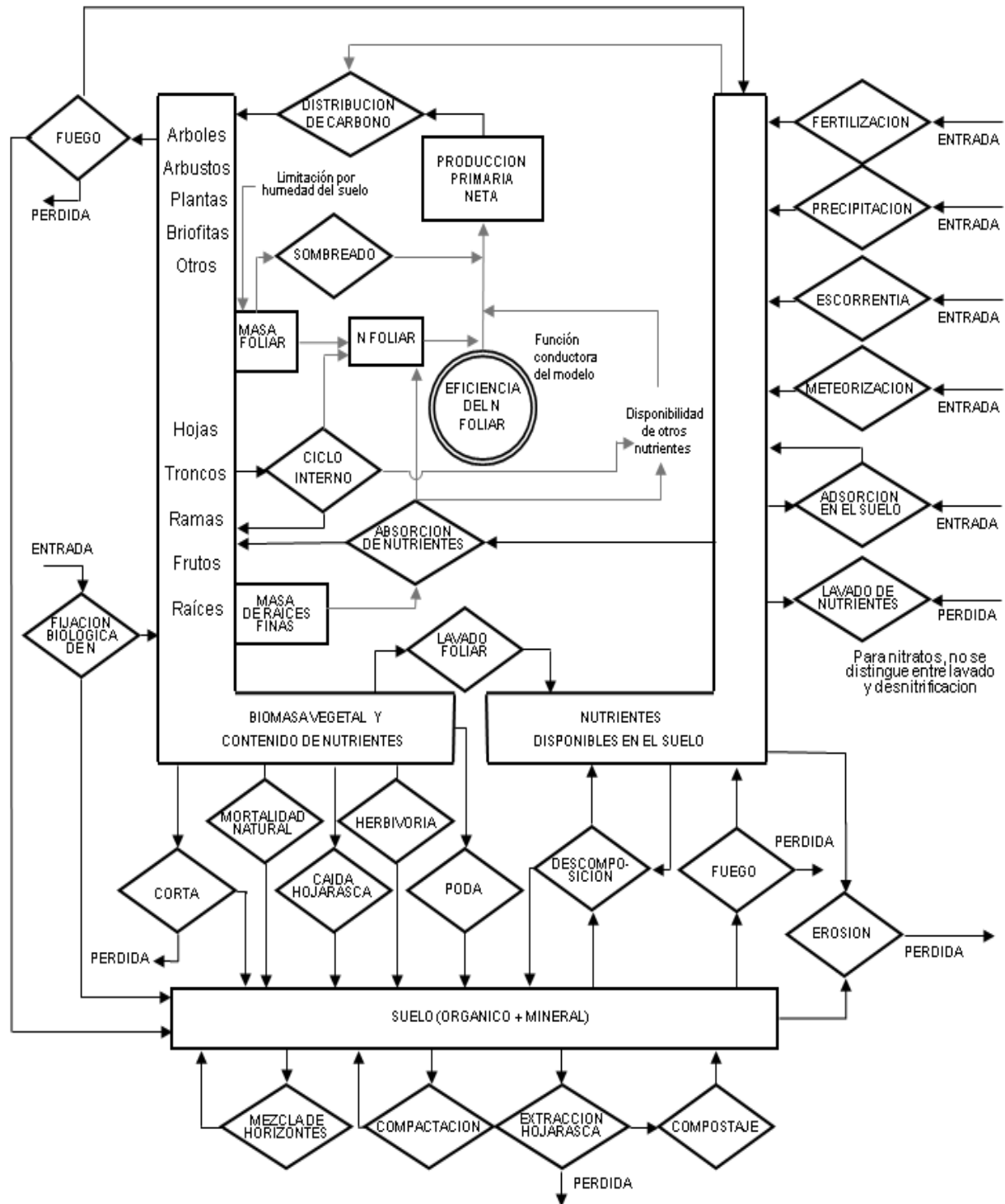


Fig. 18. Esquema de los mayores reservorios del ecosistema (rectángulos) y flujos (rombos) simulados por *FORECAST*. La cantidad de N en las hojas, ponderado con la luz que recibe cada capa del dosel arbóreo, es la función principal del modelo y que dirige el crecimiento de los árboles en cada año de la simulación (Kimmins et al., 1999).